Loi canadienne sur la protection de l'environnement

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation n° 2

Effluents des usines de pâte blanchie

Gouvernement du Canada
Environnement Canada
Santé et Bien-être social Canada

Government of Canada
Environment Canada
Health and Welfare Canada

92-00171/

Cette publication est imprimée sur du papier contenant des rebuts recyclés.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement

Liste des substances d'intérêt prioritaire
Rapport d'évaluation n^{o} 2

Effluents des usines de pâte blanchie

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Liste des substances d'intérêt prioritaire,
rapport d'évaluation n° 2 : effluents des
usines de pâte blanchie

En tête du titre: Loi canadienne sur la
protection de l'environnement.
Comprend un résumé en anglais.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-96942-1
N° de cat. MAS En40-215/2F

1. Pâte à papier -- Industrie -- Canada --
Déchets -- Élimination. 2. Pâte à papier --
Canada -- Blanchiment. 3. Déchets industriels --
Canada. I. Canada. Environnement Canada.
II. Titre: Effluents des usines de pâte blanchie.

TD899.W65P7414 363.72'8 C91-098668-1

This report is also available in English under the title

Priority Substances List Assessment Report No. 2:
Effluents from Pulp Mills Using Bleaching.

Please contact:

Publications
Environmental Protection
Conservation and Protection
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
ISBN 0-662-96942-1
N° de cat. MAS En40-215/2F

Avant-propos

On a étudié de la documentation technique du monde entier ainsi que des données inédites portant sur les effluents des usines de pâte blanchie au chlore pour déterminer si ces effluents sont toxiques au sens de l'article 11 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (*LCPE*), c'est-à-dire sont nocifs pour l'environnement, pour l'environnement dont dépend la vie humaine ou pour la santé des humains. Dans le présent rapport, on n'a pas étudié de façon particulière les effets des dioxines et des furanes chlorés, bien que ces composés se retrouvent dans les effluents des usines de pâte blanchie, puisqu'il était expressément indiqué dans la Liste des substances d'intérêt prioritaire qu'ils devaient faire l'objet d'une évaluation distincte. La teneur en matières en suspension (MES) et la demande biochimique en oxygène (DBO) caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie sont actuellement réglementées en vertu de la *Loi sur les pêches* en tant que substances nocives; c'est pourquoi elles n'ont pas non plus été étudiées de façon particulière dans la présente évaluation des effluents des usines de pâte blanchie.

Le présent rapport évalue le risque lié au rejet de matières organiques chlorées dans les effluents des usines de pâte blanchie et, par conséquent, la nécessité d'invoquer la *LCPE*. Il donne également un aperçu de la *LCPE*, les critères d'évaluation du risque employés, une brève description de la portée de l'étude, un aperçu des résultats ainsi que la conclusion de l'évaluation du risque.

Les unités de concentration employées dans le présent rapport sont les parties par billion ou 10^{12} (désignées par l'abréviation «ppt», pour *parts per trillion*), les parties par milliard ou 10^{9} (désignées par l'abréviation «ppb», pour *parts per billion*) et les parties par million ou 10^{6} (ppm), en unités de masse par unité de volume pour l'eau (par exemple, 1 ppm = 1 mg/L, 1 g/m^3, etc.) ou en unités de masse par unité de masse pour les organismes aquatiques et les sédiments (par exemple, 1 ppm = 1 µg/g, etc.).

Preface

Worldwide technical literature, together with unpublished information on effluents from pulp mills employing chlorine bleaching, have been studied to determine whether these effluents are "toxic", as defined under Section 11 of the *Canadian Environmental Protection Act* (CEPA), to the environment, to the environment on which human health depends, or to human health. The impacts of chlorinated "dioxins" and "furans" were not examined specifically in this report, even though they are found in bleached pulp mill effluents, since they were specifically nominated to the Priority Substances List for independent assessment. Total Suspended Solids (TSS) and Biochemical Oxygen Demand (BOD), characteristic of pulp mill effluents, are currently regulated under the *Fisheries Act* as deleterious substances; therefore, they were not examined specifically in this assessment of effluents from bleached pulp mills.

This report is an assessment of the risk associated with the release of chlorinated organic material in bleached pulp mill effluents and therefore of the need to invoke the *Canadian Environmental Protection Act*. It also contains an overview of CEPA, the risk assessment criteria employed, a brief description of the scope of the investigation, an overview of factual data, and the conclusion of the risk assessment.

The units of concentration employed throughout this report are parts per trillion (ppt), parts per billion (ppb), and parts per million (ppm) on a weight per volume basis for water (e.g., 1 ppm = 1 mg/L, 1 g/m^3, etc.) or on a weight per weight basis for aquatic organisms and sediment (e.g., 1 ppm = 1 µg/g, etc.).

Table des matières

Avant-propos iii
Preface iv
Liste des figures vii
Liste des tableaux viii
Sommaire ix
Remerciements xii

Section 1
La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* . . . 1

Section 2
Critères d'évaluation du risque 3

Section 3
Portée de l'étude des effluents des usines de pâte blanchie 5

Section 4
Aperçu des résultats 7
4.1 Documentation scientifique et technique 7
4.2 Définition des procédés de fabrication de la pâte blanchie 7
4.2.1 Réduction du bois en pâte 7
4.2.2 Blanchiment 8
4.2.3 Traitement des effluents 8
4.3 Propriétés chimiques et physiques importantes des effluents organochlorés des usines de pâte 10
4.4 Composition des effluents des usines de pâte blanchie au chlore 10
4.5 Méthodes de dosage des composés organochlorés dans les effluents des usines de pâte blanchie 13
4.6 Règlements régissant les effluents des usines de pâtes et papiers 14
4.6.1 Règlements canadiens 14
4.6.2 Règlements étrangers 15
4.6.3 Paramètres non réglementés 16
4.7 Quantités de composés organochlorés pénétrant dans l'environnement 16
4.8 Devenir et concentrations dans l'environnement 17
4.8.1 Devenir et persistance des composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie 17

4.8.2 Concentrations et répartition des composés organochlorés dans l'environnement aquatique **22**
4.9 Effets des effluents des usines de pâte blanchie sur l'environnement aquatique **29**
4.9.1 Létalité aiguë **29**
4.9.2 Effets chroniques **32**
4.9.3 Autres effets **39**

Section 5
Évaluation du risque, conclusion et points à considérer . . . **43**
5.1 Évaluation des sources **43**
5.2 Évaluation de la répartition et du devenir dans l'environnement **44**
5.3 Évaluation de l'exposition et de ses effets **46**
5.4 Évaluation du risque **48**
5.5 Conclusion **48**
5.6 Points à considérer **48**

Références **51**

Liste des figures

1 Emplacement des usines canadiennes de pâte blanchie au chlore 9

2 Composés décelés dans les effluents des usines canadiennes de pâte blanchie 11

3 Composés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie 12

Liste des tableaux

1 Calendrier réglementaire pour la réduction des rejets de composés organochlorés par les usines de pâte blanchie au chlore 15

2 Calendriers réglementaires européens pour la réduction à la source des rejets de composés organochlorés . . . 16

3 Facteurs de bioconcentration des composés rejetés par les usines de pâte blanchie 21

4 Mesures canadiennes de la teneur en halogènes organiques adsorbables (1989) 23

5 Intervalles des concentrations d'AOX dans les effluents et dans les eaux réceptrices immédiates selon les débits quotidiens moyen et minimal (eau douce) 23

6 Intervalles de concentrations et CL_{50} correspondantes des composés produits par le blanchiment qui sont présents dans les effluents traités biologiquement d'usines de pâte kraft et de pâte au bisulfite 31

À la page *ix* (ci-contre), au troisième paragraphe :

- Ligne 4 : remplacer «demande biologique en oxygène» par «demande biochimique en oxygène».
- Ligne 6 : remplacer «alinéas 11*a*) et 11*b*) de la *Loi*» par «alinéas 11*a*) et 11*c*) de la *Loi*».

Sommaire

Au moment de la rédaction du présent rapport d'évaluation du risque, 47 usines de pâte blanchie au chlore étaient exploitées au Canada. Le chlore moléculaire ou les composés renfermant du chlore actuellement utilisés comme agents de blanchiment dans le secteur des pâtes et papiers réagissent avec les matières libérées par la réduction du bois en pâte pour former des composés organochlorés qui sont en partie rejetés dans l'environnement aquatique par l'intermédiaire des effluents.

On estime que, chaque année, les usines canadiennes consomment plus de 610 000 t de chlore pour produire plus de 10 millions de tonnes de pâte blanchie et qu'elles rejettent plus d'un million de tonnes de composés organochlorés dans l'environnement aquatique. Le présent rapport d'évaluation porte particulièrement sur ces substances, conformément à la recommandation du Rapport de la Commission consultative auprès des ministres pour les substances d'intérêt prioritaire (1988) suivant laquelle on devait évaluer la gamme complète des composés présents dans ces effluents, particulièrement les composés organochlorés. On a aussi étudié brièvement le cas des acides gras et résiniques, autres substances que l'on trouve couramment dans les effluents des usines de pâte blanchie.

Dans l'évaluation de ces effluents, on n'a pas étudié de façon particulière les effets des polychlorodibenzodioxines, des polychlorodibenzofuranes, des matières en suspension (MES) et de la demande biologique en oxygène (DBO). En effet, les dioxines et les furanes ont déjà été reconnus comme étant toxiques au sens des alinéas 11*a*) et 11*b*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (*Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation n^o 1*, et *Gazette du Canada*, partie I, 17 mars 1990, p. 949), et la teneur en MES et la DBO sont déjà réglementées en vertu des articles 34 et 36 de la *Loi sur les pêches*. Les données insuffisantes obtenues au cours d'un examen préliminaire des autres constituants organochlorés des effluents des usines de pâte blanchie n'ont pas permis d'évaluer les effets de ces substances sur la qualité du poisson destiné à la consommation humaine ou sur la qualité de l'eau potable.

La composition chimique des effluents des usines de pâte blanchie est variable et mal caractérisée. Environ 250 composés ont été identifiés dans ces effluents, mais beaucoup d'autres ne le sont pas

encore. Ainsi, des quantités considérables de composés organochlorés, de composition connue ou inconnue, pénètrent dans l'environnement aquatique du Canada après avoir été rejetées par les usines de pâte blanchie.

Un grand nombre de ces composés organochlorés sont persistants et ont été décelés dans l'eau, les sédiments et le biote jusqu'à 1 400 km de déversoirs d'usines de pâte blanchie. Le temps nécessaire à la dégradation des composés faiblement chlorés varie de quelques heures à quelques jours, tandis que les composés fortement chlorés peuvent persister pendant des jours, des semaines et même plus longtemps. La persistance peut être plus longue en hiver, particulièrement sous la glace. Certains composés organochlorés peuvent se dégrader ou se transformer biologiquement, ce qui peut produire des composés plus persistants et plus susceptibles de bioaccumulation. Par exemple, les chlorovératroles, produits de transformation des chlorogaïacols que l'on retrouve uniquement dans les effluents des usines de pâte blanchie, peuvent s'accumuler chez les poissons jusqu'à 25 000 fois leur concentration dans l'eau. La présence de certains autres composés organochlorés dans des tissus organiques en aval des usines de pâte blanchie s'explique par une exposition répétée ou à long terme plutôt que par un potentiel de bioaccumulation élevé.

Soixante-quinze pour cent des usines canadiennes de pâte blanchie rejettent des effluents présentant une létalité aiguë chez les poissons, parfois à des concentrations de seulement 3,2 % d'effluent brut. Quelques composés organochlorés sont présents dans ces effluents à des concentrations qui approchent ou dépassent celles qui provoquent la mort chez des organismes aquatiques allant des algues aux poissons. Soixante-dix pour cent des usines de pâte blanchie dont le milieu récepteur est constitué d'eau douce y rejettent des effluents globaux qui, même lorsqu'ils sont dilués par les eaux réceptrices, présentent des concentrations ayant des effets toxiques chroniques chez les organismes aquatiques. Au cours d'études *in situ* réalisées au Canada, on a observé de tels effets, comme des anomalies de la reproduction, des changements biochimiques et des modifications du comportement, dans des eaux renfermant de 0,5 à 5 % d'effluent brut. Des études en laboratoire portant sur des composés organochlorés particuliers qui sont couramment rejetés par les usines de pâte blanchie ont aussi mis en évidence des effets chroniques, notamment des déformations ainsi que la mort d'embryons et de larves de poissons. Ces effets chroniques

constituent des facteurs irréversibles importants qui menacent la perpétuation des espèces et l'intégrité de l'écosystème.

Par conséquent, les concentrations des effluents globaux rejetés dans l'environnement aquatique par les usines canadiennes de pâte blanchie, ainsi que les effets aigus et chroniques qui en résultent et qui ont été observés tant *in situ* qu'en laboratoire, représentent ensemble un risque considérable pour l'écosystème aquatique.

C'est pourquoi le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social ont accepté la conclusion selon laquelle les effluents des usines de pâte blanchie pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement. Ces effluents sont donc considérés comme toxiques au sens de l'alinéa 11*a*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

Remerciements

Le présent rapport a été rédigé pour le compte du ministre de l'Environnement et du ministre de la Santé nationale et du Bien-être social par le Groupe de travail sur les effluents des usines de pâte blanchie :

D. Halliburton, chef du Groupe de travail (Environnement Canada)
S.A. Jones, auteure principale (Environnement Canada)
J.H. Carey (Environnement Canada)
D.B. Carlisle (Environnement Canada)
A.G. Colodey (Environnement Canada)
A. Myres (Santé et Bien-être social Canada)
W.L. Lockhart (Pêches et Océans Canada)
I.H. Rogers (Pêches et Océans Canada)

Section 1

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (*LCPE*)[1,2] a été promulguée pour protéger l'environnement et la santé humaine contre les effets nocifs liés à toutes les étapes du cycle de vie des substances qu'elle vise (fabrication, distribution, utilisation, transport, entreposage et élimination). Le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social sont conjointement responsables de l'application de la Loi, qui leur impose d'évaluer les effets de certaines substances sur l'environnement, sur l'environnement essentiel pour la vie humaine et sur la santé humaine.

La *LCPE* est une loi fédérale qui incorpore et complète la *Loi sur les contaminants de l'environnement* de 1975 (à l'exclusion temporaire du paragraphe 4(6)), la *Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique* de 1971, la *Loi sur l'immersion de déchets en mer* de 1975 et la partie III de la *Loi sur les ressources en eau du Canada* de 1970. En combinant ces lois, la *LCPE* permet de protéger, grâce à une approche exhaustive et globale, notre atmosphère, nos eaux, nos sols ainsi que le milieu marin. Toutefois, la *LCPE* ne s'applique pas dans les secteurs déjà réglementés en vertu d'autres lois, par exemple la *Loi sur les pêches*, la *Loi sur les aliments et drogues* ou la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Lorsqu'un aspect relatif à une substance est déjà réglementé sous le régime d'une autre loi fédérale, le paragraphe 34*a*) de la *LCPE* ne permet pas l'adoption d'un règlement.

Dans la *LCPE*, le terme «substance» désigne «toute matière organique ou inorganique, animée ou inanimée, distinguable». Cette définition englobe les produits chimiques, les produits biotechnologiques et les mélanges, y compris les émissions et les effluents. Au sens de la Loi, une substance est toxique si elle peut avoir, directement ou indirectement, des effets nocifs sur l'environnement ou la santé humaine.

L'article 12 de la Loi exige des ministres qu'ils établissent une Liste des substances d'intérêt prioritaire (ou Liste prioritaire). Après consultation des milieux universitaires, de l'industrie, des groupes d'intérêt public en matière d'environnement et des gouvernements provinciaux[3], une liste de 44 substances a été compilée et publiée en 1989[4]. L'article 12 de la *LCPE* permet également aux ministres de modifier cette liste au besoin.

Chacune des substances incluses dans la Liste prioritaire doit faire l'objet d'un rapport d'évaluation qui devrait être prêt de trois à cinq ans après la date de publication de la Liste. L'ordre de priorité des substances dépend de l'ampleur des recherches nécessaires, de la situation des substances en ce qui concerne l'élaboration de règlements, et de la menace qu'elles présentent pour l'environnement dans l'esprit du public.

Pour les besoins de l'évaluation de la toxicité d'une substance ou de l'élaboration d'un règlement, les articles 16 et 18 de la *LCPE* autorisent le ministre de l'Environnement à exiger des données toxicologiques ou quantitatives et des échantillons de la substance en cause. Tout destinataire d'un avis en ce sens (par

exemple un fabricant ou un utilisateur) doit s'y conformer, faute de quoi il est passible des peines prévues à l'article 112 de la Loi.

Aux termes de l'article 11 de la Loi, «est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à

a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement;

b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie humaine;

c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine».

Si une substance est jugée toxique pour l'environnement ou la santé humaine, le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé nationale et du Bien-être social peuvent recommander l'élaboration de règlements. Si le gouverneur en conseil est convaincu qu'une substance est toxique, il peut prendre, sur recommandation des ministres, un décret d'inscription de la substance sur la Liste des substances toxiques figurant à l'annexe I de la *LCPE* (paragraphe 33(1)), et prendre des règlements applicables à cette substance. Il est possible d'ajouter une substance à cette liste avant l'élaboration de règlements.

Section 2

Critères d'évaluation du risque

Le but de la présente évaluation prévue par la *LCPE* est de déterminer l'importance du risque que représentent pour l'environnement les effluents des usines de fabrication de pâte blanchie au chlore. Dans le présent rapport, le terme «rejet» désigne l'introduction ou la pénétration d'une substance dans l'environnement dans les conditions actuelles de fabrication.

Il existe quatre méthodes distinctes permettant d'évaluer le risque :

- L'observation *in situ* d'effets nocifs sur le biote causés par l'exposition à des effluents d'usines de pâte blanchie peut être considérée comme un indice d'un degré élevé de risque.

- On peut comparer les données obtenues sur l'exposition dans le milieu aquatique avec les données sur les effets environnementaux obtenues en laboratoire; si, par exemple, la concentration d'une substance déterminée dans l'environnement approche ou dépasse la concentration produisant des effets chroniques, alors le degré de risque d'effets chroniques chez les espèces aquatiques est très élevé.

- La présence d'une menace pour une espèce quelconque qui figure sur la liste des espèces vulnérables, menacées ou en danger de disparition du Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada ou qui est désignée comme espèce en danger de disparition par les provinces ou les territoires, ou pour son habitat, constitue un risque inacceptable.

- La présence, dans le biote exposé à des effluents d'usines de pâte blanchie, de résidus ou de métabolites à des concentrations égales ou supérieures aux seuils connus permet aussi de prévoir l'apparition d'effets nocifs à court terme ou à long terme.

Dans les cas où les données indiquent la présence d'un ou de plusieurs de ces critères, la substance devrait être réputée toxique au sens de l'alinéa 11*a*) de la *LCPE*.

Nous n'avons trouvé aucune information canadienne sur l'exposition d'espèces en danger de disparition dans la zone d'influence d'usines de pâte blanchie, ni de données indiquant des concentrations de résidus supérieures aux seuils connus dans le biote ou les tissus, que ce soit pour les effluents globaux des usines de pâte blanchie ou pour l'un ou l'autre de leurs constituants connus.

Nombreux sont les facteurs qui influent sur le degré d'effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement (alinéa 11*a*) de la *LCPE*). L'expression «effet nocif» n'est pas définie dans la Loi. Aux fins du présent rapport d'évaluation du risque, les «effets nocifs immédiats» comprennent les effets toxiques aigus, tandis que les «effets nocifs à long terme» comprennent les effets importants, irréversibles et chroniques qui continueront de se manifester (ou qui s'aggraveront) au cours de la période d'exposition de l'écosystème à la substance. Idéalement, pour évaluer le risque, on compare les concentrations d'exposition à celles qui provoquent des effets nocifs, en utilisant des données obtenues *in situ* et en

laboratoire avec les espèces les plus sensibles connues, sur au moins un cycle reproductif complet. Toutefois, il arrive fréquemment, comme dans la présente étude, que les observations initiales obtenues *in situ* n'ont pas encore été suivies par des études en laboratoire et que des étapes particulières du cycle reproductif d'un organisme sensible n'ont pas encore été étudiées. Dans la présente évaluation du risque, c'est l'espèce la plus sensible pour laquelle on dispose de données *in situ* ou en laboratoire qui se voit accorder le plus de poids.

L'examen critique de la qualité et de la quantité des données de diverses études sur les effluents des usines de pâte blanchie a constitué un élément important de l'évaluation. On a utilisé pour cela les critères suivants : détermination de l'état des sites témoins, à savoir s'ils étaient ou non pollués; évaluation des méthodes statistiques et analytiques employées; comparaison des limites de détection et de dosage avec les concentrations signalées; examen de la concordance des données publiées avec d'autres informations connexes; et évaluation des effets observés *in situ* au moyen des critères de causalité initialement établis par Popper[5], afin de déterminer dans quelle mesure d'autres paramètres contrôlés, comme la DBO, peuvent influer sur ces effets. On a souvent consulté des auteurs, des experts ou des collègues lorsque se posaient des questions relatives à la qualité ou à l'interprétation des données. Lorsqu'on ne disposait pas d'informations suffisantes, on a calculé des valeurs estimatives raisonnables à partir de données apparentées ou on a déterminé des valeurs correspondant au «pire cas».

La conclusion du présent rapport est basée sur une synthèse des résultats de toutes les évaluations critiques ci-dessus, c'est-à-dire qu'elle tient compte du poids de toutes les données disponibles. Les nouvelles informations, particulièrement dans des domaines clés comme les quantités rejetées dans l'environnement aquatique, les niveaux d'exposition, les effets observés *in situ* et les concentrations produisant des effets nocifs, pourraient modifier ou changer notre estimation du degré de risque.

Section 3

Portée de l'étude des effluents des usines de pâte blanchie

Le processus d'évaluation du risque consiste à faire des recherches dans la documentation concernant la chimie, la biologie, la médecine, le droit, la technologie et l'environnement et à compléter l'information ainsi obtenue, lorsque cela est possible, au moyen d'essais, d'activités de surveillance et de recherches. Parmi les informations particulièrement importantes, on compte les données sur les effets environnementaux et la toxicité chez les humains, ainsi que sur les voies, les concentrations et les effets de l'exposition à court terme et à long terme. Pour la présente évaluation, nous avons obtenu d'autres informations grâce à des avis envoyés en vertu de l'article 18 de la *LCPE*, pour obliger les usines de pâte blanchie à fournir des informations précises sur leur exploitation et leurs rejets.

Les constituants organochlorés des effluents des usines de pâte blanchie sont les principales substances visées par le présent rapport d'évaluation, comme le recommandait la Commission consultative auprès des ministres pour les substances d'intérêt prioritaire[3]. Les dioxines et les furanes chlorés (que l'on trouve également dans les effluents des usines de pâte blanchie) ont fait l'objet d'un rapport d'évaluation antérieur[6]. Les effets de la teneur en matières en suspension (MES) et de la demande biochimique en oxygène (DBO) caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie n'ont pas été évalués, car ils sont déjà réglementés en vertu de la *Loi sur les pêches*.

Les effets toxiques des effluents des usines de pâte blanchie sur la santé humaine n'ont pas fait l'objet de vastes études. La toxicité des dioxines et des furanes est bien établie, tout comme leur nocivité potentielle pour la santé humaine, et ce sont les premières substances d'intérêt prioritaire qui ont été déclarées toxiques en vertu de la *LCPE*. Les données insuffisantes obtenues au cours d'un examen préliminaire des autres constituants organochlorés des effluents des usines de pâte blanchie n'ont pas permis d'évaluer les effets de ces substances sur la qualité du poisson destiné à la consommation humaine ou sur la qualité de l'eau potable. Notre évaluation a donc porté principalement sur l'impact des effluents des usines de pâte sur l'environnement.

De même, nous n'avons trouvé aucune information selon laquelle les constituants des effluents des usines de pâte blanchie influeraient sur l'environnement essentiel pour la santé humaine. Les effets toxiques définis aux alinéas 11*b*) et 11*c*) de la Loi dépassent donc le cadre de la présente évaluation. Néanmoins, en présence de nouvelles informations, la *LCPE* pourrait ultérieurement s'appliquer dans ces domaines.

Voici les activités réalisées au cours de l'étude des effluents des usines de pâte blanchie :

1. Nous avons étudié les techniques de fabrication de la pâte blanchie, en vue de constituer une base pour l'évaluation de l'information biologique.

2. Nous avons examiné les propriétés physiques et chimiques de certains composés organochlorés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie,

particulièrement celles qui influencent l'analyse chimique, la persistance et la répartition dans l'environnement et la toxicité en milieu aquatique.

3. Nous avons étudié la complexité des effluents des usines de pâte blanchie et nous avons évalué l'information disponible sur les rejets globaux et particuliers des usines de pâte blanchie dans l'environnement aquatique.

4. Nous avons examiné les méthodes d'analyse utilisées pour mesurer les concentrations de chlore organique dans les effluents des usines de pâte blanchie. Nous nous sommes intéressés plus spécialement à des mesures de remplacement, comme la teneur en halogènes organiques adsorbables (AOX), pour estimer la concentration des substances organochlorées dans les effluents et les eaux réceptrices.

5. Nous avons revu les lignes directrices, les lois et les règlements canadiens, tant existants que proposés, qui visent à réduire la pollution de l'environnement aquatique par le chlore organique provenant des effluents des usines de pâte blanchie, et nous les avons comparés à ceux qui sont en vigueur aux États-Unis, en Scandinavie et en Europe.

6. Nous avons compilé et analysé des statistiques canadiennes sur les quantités de chlore consommé, d'effluents déversés et de pâte blanchie produite, et nous avons estimé la quantité de matière chlorée rejetée.

7. Nous avons étudié la répartition et le devenir dans l'environnement des substances chlorées rejetées dans les effluents des usines de pâte blanchie. Nous avons examiné plus spécialement la répartition des constituants de ces effluents entre les divers milieux de l'environnement (eaux, sédiments et tissus biologiques), leur persistance dans ces milieux, leur potentiel de dégradation et de transformation physique et biologique, et leur degré de bioaccumulation dans l'environnement aquatique.

8. Nous avons examiné les concentrations de composés organochlorés mesurées dans les effluents des usines de pâte blanchie, les eaux réceptrices, les sédiments et les organismes aquatiques au Canada, et nous les avons comparées, lorsque cela était possible, à celles mesurées en Scandinavie. Nous avons cherché des données sur les gradients de concentration des composés organochlorés dans l'environnement aquatique, en vue de déterminer si les niveaux d'exposition relevés au cours des études exhaustives réalisées en Scandinavie étaient comparables à ceux observés au Canada.

9. Nous avons examiné les données obtenues *in situ* et en laboratoire sur la toxicité aiguë et la toxicité chronique, chez des organismes aquatiques, des effluents globaux des usines de pâte blanchie et de leurs constituants organochlorés connus. Nous avons tenté, lorsque cela était possible, d'établir des liens entre, d'une part, les concentrations de ces composés mesurées dans l'eau, les sédiments et le biote et, d'autre part, les concentrations nécessaires pour provoquer des effets aigus ou chroniques chez les organismes aquatiques exposés. Nous avons tenu compte de données comparables sur l'exposition et les effets provenant d'autres pays, lorsque de telles données étaient disponibles.

Section 4

Aperçu des résultats

4.1 Documentation scientifique et technique

La plus grande partie des renseignements nécessaires à la présente évaluation du risque ont été recueillis dans des documents scientifiques publiés et inédits portant sur les effluents des usines de pâte blanchie, notamment dans deux études inédites récentes de A.G. Colodey[7] et de J.B. Sprague et A.G. Colodey[8]; on a aussi recueilli des commentaires auprès d'examinateurs.

La létalité aiguë des effluents des usines de pâte a fait l'objet de nombreuses études scientifiques, mais on n'a pas autant insisté sur leur toxicité chronique ni sur leur devenir dans l'environnement. Toutefois, la conscience de plus en plus aiguë des problèmes environnementaux qui se manifeste actuellement dans le monde entier, ainsi que la découverte relativement récente de dioxines et de furanes chlorés dans les effluents des usines de pâte blanchie, ont fait redoubler les efforts de recherche, particulièrement en ce qui concerne les effets chroniques et le devenir de ces effluents. On s'attend donc, au cours des prochaines années, à une amélioration spectaculaire de la qualité de l'information scientifique relative à la composition, aux effets ainsi qu'au devenir ultime des effluents des usines de pâte blanchie.

4.2 Définition des procédés de fabrication de la pâte blanchie

4.2.1 Réduction du bois en pâte

La réduction du bois en pâte vise principalement à séparer de la lignine les fibres de cellulose qui serviront à fabriquer le papier. Il existe deux grands types de procédés de réduction en pâte : les procédés mécaniques et les procédés chimiques. Les procédés mécaniques font appel à la chaleur et à des forces mécaniques pour détruire la lignine et ils donnent une pâte pâle qui nécessite peu de blanchiment. Le présent rapport porte plutôt sur la préparation de la pâte de bois chimique, conformément à la recommandation de la Commission consultative auprès des ministres pour les substances d'intérêt prioritaire[3].

Comme leur nom l'indique, les procédés chimiques font appel à un mélange de produits chimiques pour séparer les fibres de cellulose de la lignine. Les deux principaux procédés chimiques sont le procédé kraft et le procédé au bisulfite. La préparation de la pâte kraft se fait en milieu alcalin; on libère les fibres en dissolvant la lignine dans une solution caustique d'hydroxyde de sodium et de sulfure de sodium. Par contre, le procédé au bisulfite requiert des conditions acides; la lignine est solubilisée par sulfonation à l'aide d'une solution d'anhydride sulfureux et d'oxydes alcalins comme ceux de sodium, de magnésium, d'ammonium ou de calcium[9]. Les deux procédés chimiques produisent une pâte relativement foncée qui doit être blanchie. Dans la grande majorité des 47 usines de pâte blanchie du Canada, on utilise le procédé kraft; le procédé au

bisulfite est employé dans cinq usines seulement.

La délignification à l'oxygène, qui peut constituer une étape supplémentaire du procédé au bisulfite ou du procédé kraft, décompose encore davantage la lignine, réduisant ainsi la quantité d'agent de blanchiment nécessaire à l'étape suivante.

4.2.2 Blanchiment

Le blanchiment des fibres de cellulose constitue un prolongement de la délignification qui a commencé lors de la réduction du bois en pâte. La pâte mécanique est généralement blanchie avec du peroxyde d'hydrogène. Comme aucun chlore ou produit chimique à base de chlore n'est utilisé, aucun composé organochloré n'est produit.

Le blanchiment des pâtes chimiques est généralement un procédé complexe comprenant une série d'étapes dont chacune peut faire appel à plusieurs produits chimiques chlorés. Lors de la première étape, la pâte est dispersée dans de l'eau et mise en contact avec une solution de chlore et d'eau. Maintenant, à ce stade, on remplace de plus en plus le chlore gazeux par du dioxyde de chlore, afin de limiter la formation de composés organochlorés. Le chlore et le dioxyde de chlore décomposent efficacement la lignine, mais ils décolorent peu la pâte. La deuxième étape du blanchiment est habituellement l'extraction par caustification : une solution caustique (hydroxyde de sodium) dissout la plus grande partie de la lignine modifiée. Lors de la troisième étape, du dioxyde de chlore ou de l'hypochlorite sont ajoutés à la pâte. Les étapes ultérieures du blanchiment ainsi que les produits chimiques utilisés dépendent du degré de blancheur requis et des exigences relatives à la qualité des produits finis[10].

Sur la figure 1, on a indiqué l'emplacement des usines de pâte canadiennes où l'on utilise le blanchiment au chlore.

4.2.3 Traitement des effluents

Les effluents des opérations de réduction en pâte et de blanchiment sont combinés et, dans la plupart des cas, ils sont traités avant d'être rejetés. Le traitement primaire élimine les matières en suspension par tamisage et décantation, ce qui réduit la demande biologique en oxygène (DBO) des effluents à l'égard du milieu aquatique. Le traitement secondaire comporte une mise en contact avec des bactéries qui décomposent les substances organiques présentes dans les effluents. Ce procédé élimine les substances consommant de l'oxygène ainsi que de nombreuses substances toxiques pour les poissons. Au Canada, 49 % des usines de pâte blanchie font appel au traitement secondaire, 43 % n'utilisent que le traitement primaire, et 9 % ne soumettent leurs effluents à aucun traitement. Ces statistiques peuvent aussi être détaillées comme suit :

	Nombre d'usines	
	Intérieures	Côtières
Aucun traitement	2	2
Traitement primaire seulement	12	8
Traitement secondaire	20	3

Par contre, aux États-Unis, la loi oblige toutes les usines de pâte blanchie à soumettre leurs effluents à un traitement secondaire.

Figure 1 Emplacement des usines canadiennes de pâte blanchie au chlore

4.3 Propriétés chimiques et physiques importantes des effluents organochlorés des usines de pâte

Une substance organochlorée est un composé organique dont la molécule comprend au moins un atome de chlore. Par contre, l'expression «chlore organique» désigne le chlore (seulement) qui est rattaché à une molécule organochlorée. Cette distinction est très importante si l'on considère la masse des matières en cause. Ainsi, la masse des composés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie, exprimée sous forme de chlore organiquement lié, représente habituellement 1/13 (8 %) environ de la masse des substances organochlorées[11].

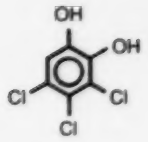
Les limites du présent rapport d'évaluation nous interdisent d'examiner les propriétés physiques et chimiques de chacune des substances organochlorées décelées jusqu'à présent dans les effluents des usines de pâte blanchie. Les lecteurs intéressés à en savoir plus peuvent consulter une étude récente[12] qui décrit un grand nombre de propriétés, pertinentes du point de vue de l'environnement, de plus de 250 produits chimiques décelés dans les effluents des usines de pâte. Les caractéristiques générales suivantes des composés chlorés sont particulièrement importantes du point de vue de l'environnement : coefficient de partage octanol/eau spécifique, solubilité dans l'eau, tension de vapeur et potentiel de bioconcentration. Comparativement à leurs analogues non chlorés, les composés organochlorés peuvent être plus toxiques[13-19], plus lipophiles (et donc plus susceptibles de bioaccumulation)[12,17,20,21], moins biodégradables[15,19,22] et mutagènes[15,20,23,24].

4.4 Composition des effluents des usines de pâte blanchie au chlore

Généralement, les effluents des usines de pâte écrue renferment des acides résiniques et des savons, des acides gras, des alcools diterpéniques et des phytostérols. On retrouve aussi ces substances dans les effluents des usines de pâte blanchie au chlore, accompagnées de phénols chlorés, d'acides chlorés, d'aldéhydes, de cétones, de sucres et d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques[8,9,12,25] (figure 2). De nombreux composés volatils renfermant du soufre se retrouvent également dans les effluents des usines de pâte[25].

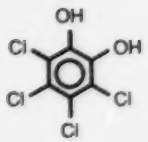
On estime que de 10 à 40 % seulement des composés organochlorés de faible masse moléculaire (m <1 000) présents dans les effluents des usines de pâte blanchie ont été caractérisés[9,16,26-28]. En général, la majorité des composés organochlorés qui se trouvent dans ces effluents, soit de 70 à 80 % environ, ont une masse moléculaire élevée (m > 1 000)[9,29-31]. Un grand nombre de ces composés formés au cours des procédés de réduction en pâte et de blanchiment sont transformés, soit dans des étangs de traitement secondaire, soit dans le milieu récepteur, en composés de faible masse moléculaire, souvent plus toxiques et plus persistants. Les composés de masse moléculaire inférieure à 1 000 peuvent passer à travers les membranes biologiques alors que les composés de masse moléculaire plus élevée le peuvent rarement[9,29].

La caractérisation des effluents est compliquée par les effets de facteurs comme le type de bois utilisé, les procédés employés dans l'usine (notamment la séquence de blanchiment) et les méthodes de traitement des effluents[29]. En général, les résineux produisent plus de sous-produits phénoliques que les feuillus. Les effluents chlorés de la



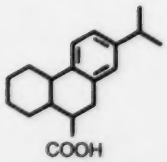
345-TCC

3,4,5-Trichlorocatéchol



TECC

Tétrachlorocatéchol



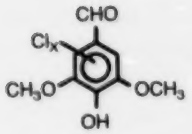
Acide déhydroabiétique

$C_{18}H_{32}O_2$

Acide linoléique

$CH_3—OH$

Méthanol



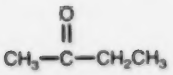
Syringaldéhyde chloré

$C_6H_{12}O_6$

Glucose

$C_{15}H_{32}$

Pentadécane



2-Butanone

Toluène

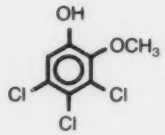
Figure 2 Composés décelés dans le effluents des usines canadiennes de pâte blanchie

fabrication de pâte de résineux renferment des chlorophénols, des chlorogaïacols, des chlorocatéchols et des chlorovanillines. En plus des composés chlorophénoliques déjà mentionnés, les effluents de la fabrication de pâte de feuillus contiennent également des syringols et des syringaldéhydes chlorés[32].

Les méthodes employées dans l'usine pour la réduction en pâte et le blanchiment influent sur la nature des effluents. Les composés phénoliques chlorés les plus courants dans les effluents des usines de pâte kraft blanchie sont les trichlorogaïacols et le tétrachlorogaïacol, tandis que le trichlorophénol est le principal phénol chloré présent dans les rejets des usines de pâte au bisulfite blanchie (figure 3). En remplaçant le chlore par du dioxyde de chlore lors du blanchiment, on modifie également la composition des effluents. Dans un cas, les catéchols et les gaïacols représentaient ensemble 77 % de la teneur totale des effluents en composés phénoliques chlorés lorsque du chlore seulement était utilisé lors du blanchiment; lorsqu'on a utilisé 70 % de ClO_2 et 30 % de Cl_2 à la première étape, la proportion des catéchols et des gaïacols est tombée à 46 % et, lorsqu'on n'a employé que du dioxyde de chlore, seulement 10 % des composés phénoliques chlorés étaient des catéchols ou des gaïacols[33].

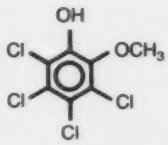
Un grand nombre de composés chlorés ont été signalés dans les effluents non traités du procédé de blanchiment, mais on en a décelé comparativement peu dans les effluents traités biologiquement des usines de pâte kraft et de pâte au bisulfite[9,26,28].

Les lecteurs trouveront dans les références 9, 12 et 25 des listes complètes des produits chimiques décelés jusqu'à présent dans les effluents des usines de pâte.



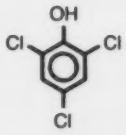
345-TCG

3,4,5-Trichlorogaïacol



TECG

Tétrachlorogaïacol



246-TCP

Trichlorophénol

Figure 3 Composés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie

4.5 Méthodes de dosage des composés organochlorés dans les effluents des usines de pâte blanchie

On a soumis à un grand nombre de dosages les constituants des effluents des usines de pâte blanchie, surtout en faisant appel à la chromatographie gaz-liquide (CGL)[16,30,34-37]. On sait que de nombreuses variables influent sur la composition de ces effluents, et il est improbable qu'on parvienne un jour à identifier tous les composés chlorés qui y sont présents; il n'est donc pas pratique de chercher à caractériser complètement ces effluents en déterminant les substances particulières qui les composent. Il est plus raisonnable, comme solution de rechange, de mesurer la quantité totale de chlore organique rejetée dans l'environnement aquatique par les usines de pâte blanchie.

Des essais génériques comme ceux qui visent à doser les halogènes organiques adsorbables (ou AOX, soit *Adsorbable Organic Halogen*) et le chlore organique extractible (ClOE) fournissent des indices des concentrations totales de chlore organique dans les effluents, les eaux réceptrices, les sédiments et le biote[38]. La teneur en AOX est une mesure généralement acceptée que l'on a utilisée dans le présent rapport pour estimer la quantité de chlore organique rejetée par les usines de pâte blanchie au chlore. Pour obtenir cette valeur, on fait passer un échantillon d'eau à travers du charbon actif qui adsorbe les substances organiques. On débarrasse le charbon des halogénures inorganiques en le lavant, après quoi on le soumet à une combustion puis on dose les halogènes totaux dans les produits gazeux. Dans les effluents des usines de pâte blanchie, l'élément halogène («X») des AOX est presque exclusivement du chlore.

Parmi les autres mesures de remplacement utilisées pour déceler le chlore organique en aval des usines de pâte blanchie, on compte notamment les dosages du ClOE, du chlore organique total (ClOT) et des halogènes organiques totaux (ou TOX, soit *Total Organic Halogen*). Le dosage du ClOE s'applique aux échantillons de sédiments et de tissus animaux. Le dosage du ClOT est fréquemment utilisé, particulièrement en Scandinavie. Il s'agit d'une mesure analogue à celle des AOX, mais donnant un résultat qui s'élève souvent à 75 % de celle-ci[8]. Les valeurs du ClOT peuvent être converties en AOX grâce à une formule obtenue à partir d'une banque de mesures correspondantes établie à l'Institut canadien de recherches sur les pâtes et papiers[33]. La méthode TOX est parfois utilisée aux États-Unis et elle ressemble beaucoup à la méthode AOX[29].

Le dosage des AOX est la méthode la plus répandue d'analyse des effluents des usines de pâte blanchie à cause de sa répétabilité, de sa facilité relative d'application et de son coût peu élevé. L'une des principales contraintes liées aux essais de remplacement, toutefois, réside dans le fait qu'ils ne permettent pas d'estimer la toxicité potentielle, la persistance ou la bioaccumulation de substances organochlorées particulières. Le fait d'obtenir des valeurs égales d'AOX ou de ClOE pour deux effluents différents ne signifie pas que ceux-ci sont de même composition ni que leur toxicité pour la vie aquatique est équivalente.

La concentration du chlore organique récupérable à partir d'échantillons de sédiments ou de tissus animaux dépend des techniques d'extraction et d'analyse employées[39] et de la lipophilie des composés organochlorés : ceux qui sont peu lipophiles ne devraient pas être adsorbés par les

sédiments et leur demi-vie dans les tissus animaux devrait être courte. La quantité de composés organochlorés récupérée à partir d'échantillons de sédiments dépend beaucoup, également, de la composition des sédiments; par exemple, ceux qui ont une teneur élevée en carbone organique devraient renfermer beaucoup plus de ClOE que ceux qui sont sableux[40].

L'Institut canadien de recherches sur les pâtes et papiers a rédigé, en collaboration avec Environnement Canada, une ébauche de protocole pour le dosage des AOX dans les effluents des usines de pâte. Ce protocole fait actuellement l'objet d'essais comparatifs interlaboratoires un peu partout au Canada. Les lecteurs qui s'intéressent aux méthodes de détermination de la teneur en AOX peuvent également consulter l'article de Sjostrom *et al.*[41] où deux méthodes TOX sont comparées.

4.6 Règlements régissant les effluents des usines de pâtes et papiers

4.6.1 Règlements canadiens

Les usines de pâtes et papiers sont réglementées depuis 1971 en vertu des articles 36 à 42 de la *Loi sur les pêches*, qui servent de fondement législatif au *Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers*. Actuellement, le Règlement ne s'applique qu'aux usines construites, agrandies ou modifiées après la promulgation de la Loi; les usines construites avant 1971 ne sont pas réglementées[29,42].

Le gouvernement fédéral est en train d'élargir le domaine d'application du Règlement à toutes les usines et, entre autres choses, d'adopter des politiques d'application plus sévères pour vérifier l'observation de la Loi. On s'attend à ce que la version révisée du Règlement soit publiée dans la *Gazette du Canada* en 1991. On prépare aussi des règlements pour limiter les rejets de dibenzodioxines et de dibenzofuranes chlorés dans les effluents des usines de pâte blanchie.

Au niveau provincial, le gouvernement de l'Ontario a fixé des limites relatives aux rejets d'AOX pour l'émission des permis d'exploitation des usines de pâte kraft[43]. Il prévoit d'imposer en 1992 de nouveaux règlements, dans le cadre de sa Stratégie municipale et industrielle de dépollution (SMID), pour limiter les rejets nocifs dans les effluents des usines de pâte blanchie; il pourrait notamment fixer des limites plus strictes dans les permis d'exploitation des usines de pâte kraft, en fonction des meilleures techniques existantes et de leur faisabilité économique.

Le gouvernement de la Colombie-Britannique a annoncé son intention de réglementer les rejets de chlore organique des usines de pâte kraft, et il a proposé des limites relatives à la teneur en AOX de leurs effluents[43]. Il prévoit l'établissement d'un calendrier réglementaire pour la réduction à la source des rejets de substances organochlorées ainsi que l'installation obligatoire, d'ici 1991, de systèmes de traitement secondaire dans toutes les usines de Colombie-Britannique qui font appel au blanchiment au chlore. Cette annonce a fait suite aux décisions du gouvernement fédéral, en 1988 puis en 1989, d'interdire la pêche dans plusieurs zones de la côte Ouest, non loin d'usines de pâte blanchie, à cause des concentrations élevées de dioxines qui y avaient été décelées[44].

Le gouvernement du Québec a annoncé des limites relatives à la teneur des effluents en AOX, qui devront être respectées par les usines de pâte kraft blanchie d'ici 1993.

Bien que le gouvernement de l'Alberta n'ait pas annoncé de limites relatives à la teneur des effluents en AOX, il a décrété que les quatre usines de pâtes et papiers nouvelles ou en cours d'expansion situées dans la province devaient se doter des techniques les plus perfectionnées[44,45]. Dans sa dernière proposition, la société Alberta-Pacific a recommandé un prolongement de la délignification, le remplacement intégral du chlore par le dioxyde de chlore et l'utilisation du blanchiment au peroxyde pour obtenir des rejets d'AOX inférieurs à 1 kg par tonne de pâte séchée à l'air[46].

Les calendriers réglementaires des provinces en ce qui concerne la réduction des rejets de composés organochlorés par les usines de pâte blanchie au chlore sont résumés au tableau 1.

4.6.2 Règlements étrangers

En Europe, c'est en Scandinavie que l'on a fait le plus pour réduire les rejets de chlore organique[9]. Les autorités suédoises se concentrent sur les procédés utilisés à l'intérieur même des usines de pâte pour réduire les rejets de l'ensemble des composés organochlorés, plutôt que d'étudier des composés particuliers qui pourraient avoir des effets nocifs sur l'environnement[47]. En 1990, toutes les usines suédoises de pâte kraft blanchie, sauf deux, avaient recours au blanchiment à l'oxygène[29]. En Finlande, par ailleurs, on s'intéresse particulièrement aux composés organochlorés de faible masse moléculaire, qui ont une toxicité aiguë et chronique, parce qu'on pense que l'installation de systèmes de traitement secondaire permettra de réduire suffisamment la quantité totale de composés organochlorés libérée dans l'environnement aquatique[47,48]. En Suède et en Finlande, les usines de pâte doivent aussi demander un permis avant de polluer l'environnement aquatique[29].

La démarche adoptée en Allemagne et en France consiste à taxer les usines de pâte d'après la quantité de chlore organique présente dans leurs effluents[44]. C'est aux usines qu'il appartient d'appliquer ou de mettre au point les techniques nécessaires pour réduire les rejets de substances organochlorées dans les eaux réceptrices.

Tableau 1 Calendrier réglementaire pour le rejet de composés organochlorés par les usines de pâte blanchie au chlore

Province		Rejets d'AOX (kg/t)	Date cible
Ontario	- Usines de pâte kraft	2,5	1991
Québec	- Usines existantes de pâte de résineux	2,5	1993
	- Usines existantes de pâte de feuillus	1,5	1993
	- Usines nouvelles de pâte de résineux	1,5	1993
	- Usines nouvelles de pâte de feuillus	1,0	1993
Alberta	- Usines de pâte kraft	1,5	1990
Colombie-Britannique		2,5	1991

Les calendriers réglementaires établis à la fin de 1988 par certains pays européens pour réduire à la source les rejets de composés organochlorés[8] sont résumés au tableau 2.

Les États-Unis ont l'intention de réduire les concentrations de substances organochlorées en réglementant la consommation de chlore par les usines. Bien que l'*Environmental Protection Agency* (*EPA*) des États-Unis n'ait encore pris aucune mesure officielle, on pense que les États-Unis adopteront une approche générique (AOX) pour ce qui est de la réduction des rejets de chlore organique[8]. En octobre 1988, l'*EPA* a proposé un programme provisoire de réduction du chlore (*Proposed Interim Chlorine Minimization Program*) prévoyant plusieurs étapes pour la réduction de l'utilisation du chlore, des essais portant sur les effluents et la préparation de rapports[49].

4.6.3 Paramètres non réglementés

La réglementation des rejets de chlore organique dans les effluents des usines de pâte blanchie est une préoccupation relativement récente. Tous les pays, y compris le Canada, ont adopté ou se proposent d'adopter des règlements comparables. Ils s'occupent surtout de fixer des limites touchant les rejets d'AOX et d'inciter les usines à adopter les techniques de traitement et les procédés les plus perfectionnés. Toutefois, de nombreux secteurs ne sont pas réglementés. On n'a trouvé aucun règlement provincial, fédéral ou étranger portant sur l'élimination des boues contaminées par des composés organochlorés provenant des étangs de traitement secondaire. Actuellement, il n'existe que deux méthodes pour l'élimination des boues : l'incinération, que l'on soupçonne maintenant d'être une source de dioxines[50], et la mise en décharge[47]. On note également l'absence de règlements sur les émissions atmosphériques, sur la consommation de chlore des usines de pâte blanchie, sur les concentrations «sans danger» de chlore organique dans le poisson destiné à la consommation humaine, ou sur des études à long terme du biote aquatique.

4.7 Quantités de composés organochlorés pénétrant dans l'environnement

Les usines de pâtes et papiers ayant recours au blanchiment utilisent d'importantes

Tableau 2 Calendriers réglementaires européens pour la réduction à la source des rejets de composés organochlorés

Pays	Rejets de ClOT ou d'AOX (kg/t)	Date cible
Allemagne de l'Ouest	1,0	1989
Finlande	2,5	1994
Norvège	2,0 - 2,5	1991
Pays riverains de la mer Baltique	2,5	1994
Suède	1,0 - 2,0	1992
	0,5 - 1,0	1995
	0,3 - 0,5	1999

quantités d'eau, consomment des quantités considérables de chlore et rejettent beaucoup de matière organochlorée dans les cours d'eau, les lacs et les océans[42].

L'industrie des pâtes et papiers est le plus important utilisateur commercial d'eau au Canada. En 1989, les effluents des usines de pâte blanchie représentaient en moyenne 137 m^3 par tonne de pâte, ou 104 000 m^3 par jour (de 25 300 à 311 100 m^3/d), ce qui équivaut à peu près au débit du Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) ou à celui du fleuve Columbia en Colombie-Britannique. Le volume total des effluents des usines dépend de la qualité de la pâte produite et de sa quantité.

Les usines canadiennes de pâte blanchie ont consommé en moyenne 47,8 t de chlore par jour (de 2,5 à 175,0 t/d) en 1989. La quantité de chlore employée par les usines de pâte dépend du type de bois utilisé, des systèmes de réduction en pâte et de blanchiment employés et de la qualité souhaitée du produit final. En moyenne, en 1989, chacune des usines de pâtes et papiers du Canada a blanchi 678 t de pâte par jour (de 100 à 1 430 t/d).

On estime que la quantité totale de chlore organique rejetée par les usines de pâte kraft blanchie dans les eaux réceptrices canadiennes en 1989 s'élevait à 86 000 t (ou 1 000 000 t de composés organochlorés).

Des études effectuées en laboratoire ont montré que la formation d'AOX est directement proportionnelle à la quantité de chlore élémentaire ajouté soit sous forme de chlore moléculaire, soit sous forme de dioxyde de chlore[51]. Lorsque le dioxyde de chlore est le principal agent de blanchiment utilisé, la quantité d'AOX produite est plus faible. Toutefois, il n'existe pas de méthode commercialement éprouvée qui permette d'obtenir une pâte présentant le degré de blancheur actuellement exigé sur le marché sans avoir recours à des agents de blanchiment renfermant du chlore[29].

En principe, il existe par contre de nombreuses méthodes, applicables à l'intérieur ou à l'extérieur des usines de pâte blanchie, pour réduire les rejets de chlore organique. Les mesures qui peuvent être appliquées à l'intérieur des usines sont les suivantes :

1) délignification prolongée ou à l'oxygène;

2) lavage plus efficace de la pâte avant le blanchiment;

3) remplacement du chlore par des produits chimiques renfermant moins de chlore, exempts de chlore ou moins réactifs (par exemple dioxyde de chlore, peroxyde d'hydrogène);

4) récupération des liqueurs de blanchiment résiduaires[33,48,52].

La mesure extérieure qui permet le mieux de réduire la teneur en chlore organique des effluents des usines de pâte blanchie est le traitement secondaire[7,8,52].

4.8 Devenir et concentrations dans l'environnnement

4.8.1 Devenir et persistance des composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie

Adsorption. L'adsorption des composés organochlorés hydrophobes par les sédiments et les matières en suspension constitue un facteur important qui influe sur la répartition et le devenir des composés organochlorés dans l'environnement aquatique[34,53]. C'est ce que révèlent les

gradients de concentration qu'on observe dans les sédiments et dans l'eau au fur et à mesure qu'on s'éloigne des déversoirs des usines de pâte blanchie[40,53,54].

L'adsorption des constituants des effluents des usines de pâte blanchie sur les sédiments et les matières en suspension dépend du pH, de la teneur en carbone organique du sorbant potentiel et des coefficients de partage des composés organochlorés entre l'eau et la phase solide[55-57].

Les composés organochlorés qui sont fixés sur les sédiments et sur les matières en suspension ne sont pas nécessairement inaccessibles pour le biote aquatique. On a décelé du chlore organique chez des invertébrés benthiques vivant dans les sédiments ou s'en nourrissant, dans des eaux recevant des effluents d'usines de pâte blanchie au chlore[30,35,40,58-65]. Les poissons qui se nourrissent de ces invertébrés contaminés accumulent à leur tour des composés organochlorés, qui s'accumulent ensuite chez les oiseaux qui se nourrissent de poisson[25].

Des recherches *in situ* et en laboratoire ont montré que les matières chlorées qui sont fixées sur les sédiments et qui proviennent des usines de pâte blanchie peuvent constituer une source continue de composés organochlorés dans l'environnement aquatique[66]. Par exemple, en Norvège, on a mesuré des concentrations comparables de ClOE dans les lipides de poissons pris 16 mois après la fermeture d'une usine de pâte au bisulfite et pendant le fonctionnement de cette usine[66]. D'après des échantillons prélevés trois ans et demi après la fermeture de l'usine, les concentrations d'AOX (ou de ClOT) dans l'eau étaient revenues à leur niveau de fond et les concentrations de ClOE dans les tissus des poissons avaient diminué de 90 % par rapport à leur niveau d'avant la fermeture. Bien que l'on n'ait pas étudié la vitesse de sédimentation ni le transport des sédiments, on a conclu qu'il y avait eu suffisamment de sédimentation naturelle pour recouvrir les sédiments contaminés, ce qui rendait les composés organochlorés moins accessibles pour l'environnement aquatique[66].

Volatilisation. D'après des études, certaines substances chlorées lipophiles provenant des usines de pâte blanchie, comme les chlorophénols, sont volatiles, et l'on peut s'attendre à ce qu'elles s'échappent dans l'air, en faible proportion, au moment de leur rejet dans des eaux réceptrices bien brassées[59,67]. Toutefois, des études canadiennes de surveillance hivernale portant sur des cours d'eau complètement recouverts de glace ont indiqué que la volatilisation ne jouait aucun rôle dans l'élimination de certaines substances de l'environnement aquatique, par exemple les chlorogaïacols, et que les chlorophénols sont en fait très persistants sous la glace[68,69].

Photolyse. Un grand nombre des isomères du chlorophénol présents dans les effluents des usines de pâte blanchie se dégradent dans une certaine mesure sous l'action de la lumière ultraviolette[57]. La photolyse élimine le chlore de la molécule[70,71], mais la vitesse de ce processus dépend de la position des atomes de chlore sur la molécule[57]. Ainsi, les dichlorophénols et les chlorogaïacols devraient être stables en présence de lumière dans l'environnement aquatique, leur persistance dans la tranche d'eau variant de quelques heures à quelques jours et de quelques semaines à quelques mois, respectivement[72]. La turbidité et la couleur des eaux réceptrices limitent la pénétration de la lumière et inhibent par conséquent la photolyse.

Biodégradation. Les substances organochlorées peuvent être métabolisées par certains microorganismes dans l'eau[71-74] et dans les sédiments[73,75]. Cette décomposition est souvent assez rapide, les demi-vies variant de quelques heures à quelques jours[57].

De nombreux facteurs influent sur la vitesse de biodégradation des composés organochlorés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie. En général, les composés qui sont fortement chlorés ou dont les atomes de chlore sont en position méta sont plus stables et plus résistants à la dégradation microbienne, et ils persistent donc davantage dans l'environnement aquatique que les autres composés[76].

Les microorganismes qui ont déjà été exposés à un composé organochloré sont habituellement capables de le métaboliser immédiatement dès qu'ils y sont exposés de nouveau, et plus rapidement que des organismes non acclimatés[74,77]. Ces derniers traversent souvent une période de latence qui peut aller jusqu'à plusieurs jours avant de commencer à dégrader le composé[78]. De même, une exposition antérieure à un composé de structure apparentée peut faciliter la métabolisation des chlorophénols, ce qui indique que l'enzyme induite par le composé original n'est pas très spécifique[57,79]. Il est important de tenir compte de la période de latence observée chez les organismes non acclimatés lorsque l'on envisage la construction d'une usine de pâte blanchie à un endroit qui n'a pas déjà été contaminé par les constituants d'effluents d'une usine de ce genre : il est à prévoir que les effets sur l'environnement aquatique seront plus marqués au début de l'exploitation.

De nombreux chercheurs ont conclu que c'est la biodégradation qui se produit à l'interface eau-biofilm, et non pas la volatilisation, qui est le principal facteur influant sur le devenir de l'acide déhydroabiétique et des chlorophénols dans l'environnement aquatique[72,80,81]. Par exemple, la présence de turbidité ou d'un substrat rocheux où la dégradation due au biofilm serait faible entraînerait la rétention, pendant des semaines, des chlorophénols dans la tranche d'eau. La photolyse (photodégradation) deviendrait alors le principal mécanisme de dégradation[72].

D'après des études de laboratoire, la biodégradation est très rapide dans les sols et les sédiments aérobies, alors qu'elle est réduite dans les habitats anaérobies ou pauvres en éléments nutritifs[57]. Des études *in situ* étayent ces conclusions : en effet, des carottes de sédiments, qui contiennent des couches représentant plusieurs décennies et qui sont vraisemblablement anaérobies, présentent des concentrations décelables de tétrachlorophénol, de pentachlorophénol et d'acide déhydroabiétique[18,82-84]. On a constaté que ce dernier composé, un acide résinique souvent présent dans les effluents des usines de pâte, peut rester dans les sédiments pendant 21 ans[80].

La vitesse d'élimination des composés organochlorés dans les installations de traitement des eaux usées dépend beaucoup des conditions d'exploitation et peut être très faible[27,38,85]. Les constituants des effluents des usines de pâte blanchie qui résistent le plus à la dégradation microbienne (séjour de cinq jours en étang aéré) et qui sont par conséquent les plus susceptibles d'être rejetés dans les eaux réceptrices sont l'acide dichlorodéhydroabiétique et le tétrachlorogaïacol (vitesses de dégradation de 18 et de 8,4 µg par milligramme de biomasse par jour, respectivement)[25]. Les phénols, les gaïacols, les catéchols, les vanillines et les vératroles chlorés sont aussi

facilement décelables dans les effluents des usines de pâte blanchie, traités biologiquement ou autrement[9,32,81].

L'exploitant d'une usine de pâte kraft des plus perfectionnées, qui a analysé ses effluents traités biologiquement, a constaté que les étangs aérés permettaient d'éliminer efficacement les vanillines et les gaïacols chlorés (à 82 % et à 76 %, respectivement)[86]. Par contre, ces mêmes étangs n'éliminaient pas aussi efficacement les chlorocatéchols (12 %) ni les chlorophénols (44 %). À titre de comparaison, on peut signaler que les étangs d'une usine analogue en Europe n'éliminaient que de 13 à 54 % des chlorogaïacols présents dans les effluents[50].

Biotransformation. Certains composés organochlorés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie peuvent être transformés biologiquement, en proportion élevée, en composés plus toxiques et s'accumulant davantage, comme les chloroanisoles et les chlorovératroles[87-89]. Par *o*-méthylation bactérienne, le 3,4,5-trichlorogaïacol est transformé en 3,4,5-trichlorovératrole, en 3,4,5-trichlorosyringol et en 3,4,5-trichlorocatéchol[90].

La possibilité que la biotransformation des chlorogaïacols soit un artifice de laboratoire et qu'elle ne se produise pas dans l'environnement naturel a été rejetée lorsqu'on a mesuré des concentrations élevées de chlorovératroles dans des tissus de poissons[88,89] et dans des sédiments[54] prélevés dans la mer Baltique, à proximité des déversoirs d'usines de pâte blanchie. Comme on ne connaît aucune autre source de polychlorovératroles, il faut conclure que ces substances proviennent de la dégradation microbienne des gaïacols correspondants[90].

Au Canada, bien que l'on ait décelé des chlorovératroles dans des effluents d'usines de pâte blanchie et dans leurs eaux réceptrices[69,91], on n'a pas recherché ces composés dans les tissus des poissons. On croit que les poissons produisent des enzymes hépatiques inductibles qui provoquent la dé-*o*-méthylation et qui retransforment rapidement les chlorovératroles en chlorogaïacols et en chlorocatéchols[92]. Cette supposition est étayée par des expériences de laboratoire sur *Brachydanio rerio*, au cours desquelles les poissons ont dé-*o*-méthylé des chlorovératroles pour produire les chlorogaïacols et les chlorocatéchols correspondants, puis les ont excrétés sous forme de conjugués d'acide glucuronique et de sulfate aqueux[93].

On pense que l'*o*-méthylation serait limitée aux zones aérobies ou, du moins, microaérophiles[94]. Des tapis de fibres consommant de l'oxygène couvrent souvent les sédiments dans le voisinage immédiat des déversoirs des usines de pâte blanchie, ce qui rend les sédiments anoxiques sous l'effet d'une activité microbienne intense. Dans une étude de laboratoire, on a constaté que les chlorovératroles et les chlorogaïacols étaient rapidement dé-*o*-méthylés pour produire les catéchols correspondants[95]. Ce résultat explique pourquoi il est impossible de récupérer des chlorovératroles à partir de sédiments anaérobies. Cette étude a également mis en évidence une anomalie, puisque les chlorogaïacols n'ont pas pu être récupérés[95]. Il est possible que la différence entre les chlorogaïacols et les chlorocatéchols, sur le plan de l'extractibilité chimique, tienne à ce que ces composés sont «liés» aux sédiments suivant des mécanismes différents. Des expériences plus poussées[95] ont montré que les chlorocatéchols sont instables dans des conditions anaérobies.

Dans une expérience de laboratoire effectuée avec de faibles concentrations de 3,4,5-trichlorogaïacol dans un substrat, en conditions anoxiques, on a obtenu, comme produit de biotransformation, du 3,4,5-trichlorovératrole; toutefois, avec des concentrations plus élevées, les produits dominants étaient le 3,4,5-trichlorosyringol et le 1,2,3-trichloro-4,5,6-triméthoxy-benzène[94].

Bioaccumulation. De nombreux composés organiques toxiques d'origine anthropique pénètrent dans l'environnement aquatique. Là, les organismes vivants ont mis au point des mécanismes internes d'autodéfense pour séquestrer, détoxiquer ou éliminer ces composés. Certains composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie se bioaccumulent toutefois, ce qui amplifie leurs effets nocifs potentiels pour les organismes et pour ceux qui s'en nourrissent.

Le potentiel que présentent les organismes aquatiques pour ce qui est de l'accumulation de substances à des concentrations supérieures aux concentrations de fond (dans l'eau) s'appelle facteur de bioconcentration. En ce qui concerne les constituants des effluents des usines de pâte blanchie, ce facteur est habituellement faible[57]. Les résultats de plusieurs études de laboratoire au sujet des facteurs de bioconcentration de ces substances sont résumés au tableau 3.

Le tétrachlorovératrole, un produit de biotransformation des effluents des usines de pâte blanchie, peut s'accumuler chez les poissons jusqu'à 25 000 fois la concentration

Tableau 3 Facteurs de bioconcentration des composés rejetés par les usines de pâte blanchie

Produit chimique	Organisme	Facteur	Références
2-Monochlorophénol	Crapet à oreilles bleues	214	100
2,4-Dichlorophénol	Truite brune	10	25
2,4,6-Trichlorophénol	Limace de mer (adulte)	3 020	101
2,4,6-Trichlorophénol	Ver marin	20 269	102
2,4,5-Trichlorophénol	Tête-de-boule	1 900	98
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	Moule bleue	45 - 60	103
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	Gardon	200	104
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	Ver marin	17 625	102
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	Barbotte (foie)	8 608	105
Pentachlorophénol	Gardon	60	104
3,5-Dichlorocatéchol	Truite brune	2	25
Tétrachlorocatéchol	Truite brune	4	25
3,4,5-Trichlorogaïacol	Truite arc-en-ciel	268	106
4,5,6-Trichlorogaïacol	Truite arc-en-ciel	98	106
4,5,6-Trichlorogaïacol	Ablette	390	25, 107
Tétrachlorogaïacol	Ablette	400	25, 107
Tétrachlorogaïacol	Truite arc-en-ciel	189	106
Tétrachlorovératrole	*Brachydanio rerio*	25 000	25, 89
Chlorovanillines	Truite arc-en-ciel	<5	106
3,4,5-Trichlorosyringol	Truite arc-en-ciel	125	106

de fond[25,89]. Il faut donc insister sur l'importance de comprendre le devenir non seulement des produits présents dans les effluents des usines de pâte blanchie, mais aussi de leurs sous-produits.

Les résultats de la plupart des études de bioaccumulation révèlent qu'il y a corrélation positive entre la bioconcentration des chlorophénols et le nombre d'atomes de chlore dans la molécule[96]. Le fait que le facteur de bioconcentration soit proportionnel au degré de chloration s'explique vraisemblablement par l'augmentation du coefficient de partage ou par la diminution de la constante de dissociation qui y sont associées[57]. D'autres conditions expérimentales, comme la durée de l'exposition, la concentration d'exposition, le pH, la force ionique, la dureté et la salinité de l'eau, peuvent aussi contribuer à élargir l'intervalle des valeurs du facteur de bioconcentration[97].

Chez les poissons, on observe une clairance rapide de certains composés phénoliques chlorés, lipophiles et susceptibles de bioconcentration qui sont présents dans les effluents des usines de pâte blanchie[58]. Par exemple, du 2,4,6-trichlorophénol et du tétrachlorogaïacol ont été éliminés du foie de truites arc-en-ciel en 21 jours et en 10 jours, respectivement, après la fin de l'exposition[58]. De même, chez des têtes-de-boule, du 2,4,5-trichlorophénol a été éliminé dans des proportions de 84 à 92 % le premier jour après la fin de l'exposition[98]. L'élimination rapide de ces contaminants chez des poissons lors d'études de laboratoire peut signifier que la bioaccumulation observée *in situ* résulte d'une exposition prolongée à de faibles concentrations plutôt que d'un potentiel élevé de bioaccumulation[58]. Toutefois, dans la nature, un grand nombre d'organismes ne peuvent ou ne veulent pas quitter les eaux contaminées[29,99], et l'efficacité de la détoxication par l'excrétion est donc limitée en pratique.

4.8.2 Concentrations et répartition des composés organochlorés dans l'environnement aquatique

Eau. En 1989, l'Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers (ACPPP) a mené un programme national de caractérisation des dioxines dans les 47 usines de pâte chimique blanchie du Canada. Des échantillons d'effluents ont alors été analysés dans des laboratoires du secteur privé. Le programme de surveillance de l'ACPPP comportait des mesures d'AOX, dont les résultats sont résumés au tableau 4.

Seules une bonne conception et une gestion soignée du traitement des effluents permettent d'obtenir une teneur faible en AOX. La valeur la plus faible obtenue en 1989 dans les usines canadiennes de pâte blanchie qui ne traitent pas leurs effluents était de 3,0 kg par tonne de pâte séchée à l'air; dans le cas des usines où l'on faisait appel au traitement primaire, la teneur la moins élevée était de 1,0 kg/t, alors que le meilleur résultat obtenu dans les usines faisant appel au traitement secondaire était de 0,5 kg/t. Toutefois, si l'installation de traitement des effluents est mal conçue ou mal gérée, ces valeurs peuvent s'élever au-dessus de 10 kg/t.

Les usines canadiennes de pâte blanchie au chlore situées à l'intérieur du pays rejettent des effluents qui peuvent constituer une partie importante des eaux réceptrices immédiates. Dans un cas, le débit du cours d'eau récepteur était seulement quatre fois plus élevé que celui des effluents; autrement dit, l'usine fournissait 20 % du débit du cours d'eau. D'après les teneurs en AOX observées par l'ACPPP dans le cadre de son programme de surveillance en 1989, on estime que les effluents des 24 usines

canadiennes de pâte blanchie situées près de cours d'eau douce représentent, en moyenne, 2,8 % des eaux réceptrices immédiates en période de débit minimal. Les intervalles de concentration des substances organochlorées totales dans les effluents finals et dans les eaux réceptrices immédiates, selon les débits quotidiens moyen et minimal, sont indiqués au tableau 5.

Les composés organochlorés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie sont dilués lors du mélange avec les eaux réceptrices immédiates; toutefois, lorsque le débit est faible, certaines eaux réceptrices ne présentent pas une capacité de dilution suffisante. Des mesures des taux de dilution des effluents dans plusieurs cours d'eau et lacs du Canada confirment cette assertion[25,36,108-111]. Même lorsque les usines sont situées sur les rives d'un lac, les effluents peuvent se répandre, à des concentrations mesurables, sur une vaste surface. Dans le cas de deux usines situées sur la baie Nipigon dans le lac Supérieur, il fallait s'éloigner de 4 km pour obtenir un taux de dilution de 0,1 % de l'effluent brut[36,123].

Les composés organochlorés mesurés le plus régulièrement dans les eaux recevant des effluents des usines de pâte blanchie sont les composés chlorophénoliques[40,60-65]. Les intervalles de concentration observés le long de la côte de Colombie-Britannique aux alentours des usines de pâte blanchie sont les suivants :

Tableau 4 Mesures canadiennes de la teneur en halogènes organiques adsorbables (1989)

Région	Nombre d'usines	AOX (kg/t) Intervalle	Moyenne
Pacifique et Yukon	18	0,8 - 14,9	5,0
Ouest et Nord	3	1,1 - 2,9	2,2
Ontario	10	0,5 - 8,0	3,1
Québec	9	0,6 - 7,9	3,1
Atlantique	7	1,2 - 5,9	3,4

Tableau 5 Intervalle des concentrations d'AOX dans les effluents et dans les eaux réceptrices immédiates selon les débits quotidiens moyen et minimal (eau douce)

	Intervalle des concentrations d'AOX (ppm)
Effluents finals	3,8 - 62,5 (moyenne : 26,6)
Eaux réceptrices immédiates, débit moyen	0,003 - 3,7 (moyenne : 0,32)
Eaux réceptrices immédiates, débit minimal	0,008 - 12,5 (moyenne : 1,07)

2,4,6-Trichlorophénol	1,6	- 20,0	ppb
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	1,0	- 7,1	ppb
Pentachlorophénol	1,7	- 2,8	ppb
3,4,5-Trichlorogaïacol	8	- 30,5	ppb
Tétrachlorogaïacol	1,1	- 58,5	ppb
3,4,5-Trichlorocatéchol	1,0	- 16,0	ppb
Tétrachlorocatéchol	3,0	- 17,0	ppb

Les études de surveillance qui seront réalisées dans l'avenir sur la côte de la Colombie-Britannique devront prévoir le dosage d'autres composés organochlorés, puisque les composés échantillonnés ne reflètent pas la teneur totale en AOX des effluents. Par exemple, dans le cas de cinq usines côtières de pâte blanchie, les concentrations d'AOX variaient de 16 à 48 ppm[60-63,65].

On a décelé des chlorovératroles, produits de biotransformation, dans les effluents des usines de pâte blanchie, mais non dans les eaux réceptrices[69,81,91]. Les concentrations de dichlorovératrole, de 3,4,5-trichloro-vératrole et de 1,2,3,4-tétrachloro-5,6-vératrole mesurées dans les effluents s'élevaient à 7, 36 et 28 ppb, respectivement[69,81,65].

On a observé dans les eaux canadiennes des gradients de concentration pour les AOX, les acides résiniques et les composés organochlorés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie au chlore[63,81,112]. Ainsi, la concentration d'AOX passait de 102 ppm à 1 km du déversoir d'une usine côtière de pâte blanchie à moins de 10 ppm à 7 km[64]. Dans le cas d'une usine de pâte blanchie située sur la baie Nipigon, les concentrations d'acide déhydroabiétique passaient de 130 ppb dans l'effluent à 100 ppb à 1,0 km, et à 0,1 ppb à plus de 6 km[81]. Une étude de surveillance récente portant sur la rivière Saint-Maurice (Québec) a révélé que les concentrations de 3,4,5-trichlorogaïacol, de 4,5,6-trichlorogaïacol, de tétrachlorogaïacol, de 2,4,6-trichlorophénol et de 2,4-dichlorophénol s'élevaient respectivement à 80, 35, 30, 30 et 18 ppt, immédiatement en aval du déversoir d'une usine de pâte blanchie[112]. Les concentrations de ces composés diminuaient de manière logarithmique jusqu'à 45, 9, 4,5, 10,5 et 5,5 ppt, respectivement, sur une distance de 96 km. Les niveaux d'AOX diminuaient aussi, mais beaucoup plus lentement.

Des gradients ont également été observés, en Scandinavie, en aval d'usines de pâte blanchie, pour les teneurs en AOX et en composés organochlorés[113]. Des études finlandaises et suédoises effectuées dans le golfe de Botnie ont montré que les concentrations d'AOX étaient maximales près des déversoirs des usines de pâte blanchie (260 ppb) et qu'elles ne revenaient à des niveaux de fond qu'à une distance de 15 et 12 km, respectivement[113,114]. D'après la documentation, la concentration naturelle de fond d'AOX dans les eaux douces et dans les eaux salées de Scandinavie varie de 10 à 50 ppb[66,115,116]; on a attribué ce fait à la présence d'acides organiques naturels, tels que des acides humiques et fulviques, qui peuvent renfermer de 0,1 à 1 % de chlore[115].

De nombreuses études effectuées au Canada ont révélé la présence de composés organochlorés produits par des usines de pâte blanchie dans des eaux douces situées à plus de 600 km des sources[41,50,68,81,117-122]. Dans le cadre d'une étude de surveillance de la rivière Athabasca réalisée en novembre 1988, on a relevé des concentrations de 307 ppt de 3,4,5-trichlorogaïacol et de 186 ppt de tétrachlorogaïacol, à 20 km en aval d'une usine de pâte blanchie; par contre, on n'en a pas décelé en amont de l'usine[118]. Lors d'une analyse ultérieure (février 1990) portant sur les chlorophénols, on a décelé

des quantités relativement élevées de ces chlorogaïacols (30 et 40 ppt, respectivement), à 650 km en aval du même déversoir[68]. D'autres composés organochlorés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie, comme l'acétosyringol (5 à 50 ppb) et la vanilline (0,1 à 0,5 ppb), ont été décelés dans la rivière Athabasca à plus de 20 et de 200 km de l'usine, respectivement[69].

Il est également démontré que les effluents des usines de pâte blanchie peuvent être transportés sur de grandes distances dans les eaux côtières[40,41,60-65,117,120]. De plus, on a observé que des «nappes» d'effluents restaient dans la tranche d'eau de mer à la même profondeur que les déversoirs des usines sur plus de 36 km[40,60-65]. Il se peut donc que les mesures de la teneur en AOX effectuées à la surface ne reflètent pas exactement la concentration d'AOX dans les effluents et qu'elles ne permettent pas d'observer un gradient des concentrations d'AOX dans les eaux réceptrices. Par exemple, à une usine côtière dont le déversoir était situé à 2 m sous la surface, la concentration d'AOX s'élevait à 357 ppb et un gradient de concentration était évident, à la même profondeur, sur une distance de 36 km; à cette distance, la concentration était de 64 ppb. À titre de comparaison, la concentration d'AOX à la surface ne s'élevait qu'à 14 ppb au déversoir et elle diminuait rapidement au fur et à mesure qu'on s'en éloignait, jusqu'à un niveau inférieur au seuil de détection[65]. Il est important de se rappeler que des quantités considérables de composés de masse moléculaire élevée peuvent se dégrader et se transformer biologiquement pour former des substances potentiellement toxiques et susceptibles de bioaccumulation, même à des endroits très éloignés des déversoirs des usines de pâte blanchie[41].

Dans plusieurs études, on a constaté une hausse des teneurs en AOX et en chlorophénols des eaux réceptrices pendant l'hiver[68,114,119,123,124]. Par exemple, le fleuve Fraser présente en hiver une concentration d'effluents d'usines de pâte blanchie de 3 % en moyenne[124], mais on estime que cette concentration varie pendant l'année de 1 à 3 %[123]. Des chlorophénols ont été décelés dans le lac Athabasca, situé à 1 400 km en aval du déversoir de l'usine de pâte blanchie la plus proche, à l'époque où la rivière Athabasca est gelée[125]. Dans une étude finlandaise réalisée en eau douce, on a constaté que les teneurs en AOX et en chlorophénols augmentaient pendant les mois d'hiver[114]. Ces données montrent à quel point la couverture de glace influe sur la persistance dans l'environnement aquatique de composés qui seraient autrement assez volatils : elle empêche l'évaporation et limite la décomposition photolytique et bactérienne.

Sédiments. Des études de surveillance canadiennes montrent que la contamination des sédiments par les composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie est très répandue[40,60-65,126,127]. On retrouve du tétrachlorocatéchol et des chlorogaïacols dans les sédiments du fleuve Fraser jusqu'à 50 et 700 km, respectivement, en aval de l'usine de pâte blanchie la plus proche[126,127]. On a observé de grands écarts dans les concentrations de composés organochlorés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie dans les sédiments côtiers du détroit de Géorgie (Colombie-Britannique)[40,60-65]. Par exemple, les concentrations de trichlorogaïacol, de tétrachlorogaïacol, de trichlorocatéchol et de tétrachlorocatéchol variaient de valeurs inférieures au seuil de détection à 606, 893, 630 et 1 000 ppt, respectivement, dans un rayon de 3 km des usines[60-63,65]. On a aussi décelé du tétrachlorogaïacol (2,0 ppt) dans des sédiments côtiers à plus de 36 km de

l'usine de pâte blanchie la plus proche[65]. Des chlorophénols, notamment du dichlorophénol, du trichlorophénol, du tétrachlorophénol et du pentachlorophénol, ont également été décelés dans cette région de Colombie-Britannique[40,60-65].

Des études de surveillance canadiennes récentes ont révélé l'existence de gradients de concentration selon l'éloignement des déversoirs des usines de pâte blanchie, dans le cas de certains composés organiques présents dans les sédiments[40,60-65]. Les concentrations de ces composés dans les sédiments le long de la côte de Colombie-Britannique étaient maximales à proximité des déversoirs des usines et, dans la plupart des cas, elles diminuaient dans la direction nord-sud. Par contre, la concentration de ClOE dans les sédiments ne présentait pas de gradient discernable et restait constante à 10 ppb dans tout le détroit de Géorgie[60-63,65]; son utilité est donc limitée pour ce qui est de la surveillance.

Des traces de trichlorovératrole et de tétrachlorovératrole (<5 ppt) ont été décelées dans des extraits de sédiments prélevés près d'une usine de pâte blanchie située sur la côte de l'Atlantique; la présence de chlorovératroles à cet endroit peut s'expliquer par l'effet de balayage et, vraisemblablement, d'aération des marées[91]. De plus, on a décelé de l'acide déhydroabiétique, acide résinique prédominant dans les sédiments prélevés au voisinage des déversoirs des usines de pâte blanchie, à 1 km d'une usine de pâte blanchie située sur la baie Nipigon, dans le lac Supérieur, à une concentration de 150 ppb[81]; les concentrations variaient de 5 à 100 ppb dans les sédiments superficiels[80].

Les sédiments du golfe de Botnie ont été soumis à de vastes programmes d'échantillonnage et d'analyse visant à doser l'ensemble des composés organochlorés et certains de ces composés en particulier[128,129]. De nombreuses études font état de gradients de concentration de certains composés organochlorés et du ClEO dans les sédiments à proximité des déversoirs d'usines suédoises de pâte. Les principaux composés organochlorés caractéristiques des effluents de ces usines que l'on retrouve dans les sédiments du golfe de Botnie dans un rayon de 1 km des déversoirs sont le 2,4,6-trichlorophénol, le 4,5-dichlorogaïacol, le 3,4,5-trichlorogaïacol et le tétrachlorogaïacol[54]. La teneur des sédiments en ClOE variait de 500 à 6 000 ppb dans un rayon de 10 km des usines, puis elle tombait à des niveaux de fond à une distance de 20 km[130].

Les concentrations de fond de ClOE dans des sédiments provenant de la mer Baltique et de fjords côtiers et de lacs suédois variaient de 10 à 30 ppb[115,130]. On considère qu'elles sont attribuables à la contamination de l'atmosphère par une source anthropique ou, peut-être, à des acides organochlorés naturels[115,131]. Les fuites diffuses de ClOE à partir de sources terrestres n'expliquent pas les gradients observés à proximité des usines de pâte[128]. On a également éliminé la possibilité que les rejets des usines pétrochimiques, des aciéries et des égouts municipaux constituent une source importante de ClOE[130].

Tissus animaux. On a observé que les chlorophénols et les chlorogaïacols étaient absorbés par les tissus musculaires de ménominis des montagnes (*Prosopium williamsoni*), de meuniers à grandes écailles (*Catostomus macrocheilus*), de saumons roses (*Oncorhynchus gorbuscha*) et de saumons quinnats (*Oncorhynchus tshawytscha*) vivant dans un segment du fleuve Fraser s'étendant sur 650 km[117,122,132]. Des saumons quinnats juvéniles qui

passaient l'hiver dans le cours inférieur du fleuve Fraser, à 117 km de l'embouchure et à plus de 650 km en aval du déversoir de l'usine de pâte blanchie la plus proche, présentaient des charges corporelles de trichlorophénol, de tétrachlorophénol et de pentachlorophénol s'élevant en moyenne (poids frais) à 10,7, 15,2 et 38,3 ppt respectivement[122]. On a également décelé du trichlorogaïacol et du tétrachlorogaïacol chez des saumons à plus de 650 km en aval d'usines de pâte blanchie, à des concentrations de 48 et 24 ppt respectivement[122]. Les concentrations les plus élevées de ces deux substances (304 et 136 ppt, respectivement) ont été mesurées à 8 km en aval du déversoir le plus proche situé sur le fleuve Fraser[122]. Comme ces saumons quinnats étaient des juvéniles (alevins et saumoneaux n'ayant pas atteint le stade de smolt) et qu'ils n'avaient donc jamais pénétré dans la mer, et comme les chlorogaïacols sont des composés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie, on peut supposer que les charges corporelles de composés organochlorés décelées chez les poissons du cours inférieur du fleuve Fraser sont dues à l'accumulation de chlorogaïacols rejetés par des usines situées à plus de 650 km en amont. De plus, des études de laboratoire ont mis en évidence la bioconcentration des chlorogaïacols chez le saumon quinnat à partir de l'eau du fleuve Fraser[122] et ont permis d'établir que la contamination est très répandue tout le long de ce fleuve.

On a décelé du trichlorogaïacol et du tétrachlorogaïacol dans le foie et les muscles de lottes (*Lota lota*) et de dorés (*Stizostedion vitreum*) prélevés dans la rivière des Esclaves (T. N.-O.), à des concentrations de 2,13 et de 0,95 ppt, respectivement[131a]. Le point de prélèvement se trouve à plus de 1 500 km en aval des plus proches usines de pâte blanchie, situées en Alberta.

Les composés organochlorés produits par les usines de pâte blanchie au chlore sont également très répandus dans les eaux côtières[40,60-65]. On a étudié cinq usines de pâte blanchie dispersées sur une distance d'environ 200 km sur la côte de la Colombie-Britannique. Dans un cas, on a décelé du tétrachlorogaïacol dans des tissus musculaires de poissons (8,0 ppt, poids frais) à plus de 36 km de l'usine la plus proche[65].

De nombreuses études de surveillance effectuées le long de la côte de la Colombie-Britannique depuis un an[40,60-65] ont permis de dégager plusieurs tendances. Généralement, seuls les composés phénoliques fortement chlorés comme le trichlorogaïacol, le tétrachlorogaïacol et le trichlorocatéchol, à l'exclusion du tétrachlorocatéchol, se sont accumulés chez les palourdes, les huîtres, les crevettes, les crabes et les poissons. Le pentachlorophénol fait exception à la règle puisqu'il était habituellement présent à des concentrations inférieures au seuil de détection; dans un cas, toutefois, on en a décelé 9,0 ppt (poids frais) dans l'hépatopancréas de crabes pris à 1,5 km du déversoir d'une usine de pâte blanchie[65]. Les concentrations tissulaires de ces phénols chlorés variaient de valeurs inférieures au seuil de détection à 6,0 ppt chez les palourdes, les huîtres et les crevettes, à 13 ppt chez les crabes et à 7,0 ppt chez les poissons[60-63,65].

Le composé phénolique chloré le plus souvent décelé chez les poissons, et aux concentrations les plus élevées, était le trichlorogaïacol[61-63,65]. La concentration la plus élevée de cette substance (13 ppt) a été décelée chez des poissons capturés dans le voisinage immédiat de déversoirs, mais on a décelé du tétrachlorogaïacol à une concentration de 36,0 ppt à plus de 6 km d'une usine; la concentration la plus élevée

de cette substance (100 ppt) a été décelée chez des crabes pris à 1 km de l'usine[65].

Des composés chlorés ont aussi été décelés chez des mollusques et crustacés et chez des poissons pris à proximité du déversoir d'une usine de pâte blanchie située sur la côte de l'Atlantique; toutefois, les concentrations maximales sont presque mille fois plus élevées que celles qui ont été mesurées chez des organismes provenant de la côte du Pacifique : 2,4-dichlorophénol (3,73 ppb), 2,4,6-trichlorophénol (3,48 ppb), trichlorogaïacol (2,4 ppb), tétrachlorogaïacol (2,13 ppb) et pentachlorophénol (7,9 ppb)[91]. Il convient de signaler que l'usine de pâte blanchie de la côte de l'Atlantique située le plus près de l'endroit où les poissons ont été capturés ne traite pas ses effluents, alors que la majorité des usines de la côte du Pacifique font subir à leurs effluents un traitement primaire.

On a décelé de l'acide déhydroabiétique par chromatographie en phase gazeuse/ spectrométrie de masse (CG/SM), sans déterminer sa quantité exacte, chez diverses espèces de poisson de la baie Nipigon, dans le lac Supérieur[133]. Le seston prélevé à 4 km en aval du déversoir d'une usine de pâte blanchie dans la même baie présentait des concentrations de 35 ppb d'acide déhydroabiétique, et un gradient de concentration a été observé[81].

Des études effectuées dans le détroit de Géorgie (Colombie-Britannique) ont aussi révélé l'existence d'un gradient des concentrations de chlore organique mesurées dans les tissus animaux, qui diminuaient au fur et à mesure que l'on s'éloignait des usines de pâte blanchie[60-63,65]. Ces gradients, observés chez les crabes et les poissons seulement, indiquent que l'exposition est continue, que la persistance est possible et, ce qui est le plus important, qu'il y a bioaccumulation des composés organochlorés produits par les usines de pâte blanchie chez les organismes aquatiques. Les poissons présentaient un gradient typique, les concentrations diminuant régulièrement au fur et à mesure que l'on s'éloignait des déversoirs[61-63,65]. Par ailleurs, les concentrations de chlorogaïacols chez les crabes atteignaient un sommet (de 7,8 à 13 ppt) à 4 km des usines[62,63], puis diminuaient lorsqu'on continuait à s'en éloigner[61-63]. Les résultats de l'étude montrent que les palourdes, les huîtres et les crevettes sont de mauvais indicateurs de la contamination due aux composés organochlorés produits par les usines de pâte blanchie, puisque ces organismes ne reflètent pas les concentrations mesurées dans les sédiments et chez les poissons et les crabes à des distances analogues des déversoirs[60-63,65].

Des études réalisées en laboratoire et *in situ* ont montré que l'hépatopancréas et le foie sont les organes où les composés organochlorés s'accumulent aux concentrations qui se rapprochent le plus de celles qui sont mesurées dans l'eau[40,60,62-65,134,135]. Les tissus des muscles squelettiques sont ceux qui présentent le potentiel de bioaccumulation le plus faible[40,60,62-65,134,135].

Des chercheurs suédois ont signalé, dans le cas du ClEO mesuré dans des tissus animaux, des gradients de concentration analogues à ceux que l'on observe dans les sédiments et dans l'eau[136].

Dans une étude suédoise portant sur une usine au stade du «démarrage» à Norrsundet, on a constaté que les concentrations de ClEO étaient les plus élevées dans les muscles de perches capturées à proximité de l'usine (400 ppm) et qu'elles diminuaient, au fur et à mesure qu'on s'en éloignait, pour atteindre de 50 à 120 ppm à une distance de 11 km.

Les concentrations de ClOE mesurées chez les perches près d'une usine de pâte écrue à Sandarne variaient de 12 à 66 ppm et ne présentaient pas de gradient en fonction de l'éloignement. Des limaces (*Lymnea* sp.) prélevées près de l'usine de pâte kraft blanchie de Norrsundet présentaient des concentrations de ClOE environ dix fois plus élevées (0,7 ppm) que celles observées chez des limaces prises à un endroit où aucun effluent d'usine de pâte blanchie n'était rejeté[8]. En Norvège, des poissons prélevés dans un lac ont présenté à peu près les mêmes concentrations de ClOE (de 220 à 620 ppm) jusqu'à 16 mois après la fermeture d'une usine de pâte au bisulfite blanchie[66]. Ces concentrations sont revenues à leur niveau de fond trois ans et demi après la fermeture de l'usine. Il est particulièrement intéressant de noter que les concentrations de composés organochlorés comme le monochlorocymène et le dichlorocymène ainsi que le trichlorophénol, le tétrachlorophénol et le pentachlorophénol dans les tissus de poissons étaient devenues inférieures au seuil de détection (<60 ppb) au cours de la même période de 16 mois[66]. Il est clair que d'autres constituants organochlorés des effluents des usines de pâte blanchie, qui n'avaient pas été mesurés individuellement dans l'étude, ont eu pour effet de faire augmenter les concentrations de ClOE chez les poissons. On a mesuré des concentrations de chlore organique allant jusqu'à 2 000 ppm dans les tissus adipeux de poissons; toutefois, les composés identifiés ne représentaient que quelques points de pourcentage de la quantité totale de chlore mesurée[66].

On n'a pas décelé de chlorovératroles chez les poissons au Canada, mais on l'a fait dans des tissus de poissons de la mer Baltique (400 ppb dans les lipides du foie)[89]. Cette différence tient peut-être à ce que les chercheurs canadiens n'ont pas recherché spécifiquement de chlorovératroles dans les tissus de poissons, ou que les concentrations de ces composés dans les eaux réceptrices canadiennes n'atteignent pas des niveaux qui influent sur la dé-*o*-méthylation enzymatique des chlorovératroles en chlorogaïacols et en chlorocatéchols.

Les composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie n'ont pour ainsi dire pas fait l'objet d'études portant sur leur devenir, leur répartition et leurs concentrations dans la flore aquatique ou dans la faune.

4.9 Effets des effluents des usines de pâte blanchie sur l'environnement aquatique

4.9.1 Létalité aiguë

On a tenté à quelques reprises d'évaluer la toxicité aiguë des effluents globaux des usines de pâte blanchie en supposant que chaque composé organochloré contribuait à leur toxicité globale[126,137]. Une estimation de ce type, basée sur neuf composés représentatifs communs à tous les effluents des usines de pâte blanchie (chlorocatéchols, chlorogaïacols, chlorophénols, acides résiniques et acides gras), a donné un effet toxique cumulatif prévu égal à 2,2 fois la concentration létale observée[137], alors qu'une autre étude n'évaluait la toxicité qu'à 0,2 fois la concentration létale mesurée[138]. Il est donc clair que pour obtenir l'évaluation la plus exacte possible, il faut mesurer directement la toxicité des effluents globaux des usines de pâte blanchie ou comparer directement les effluents des usines de pâte blanchie et ceux des usines de pâte écrue[8].

La moitié environ de la létalité aiguë des effluents globaux rejetés par les usines de pâte blanchie est due aux effluents du blanchiment[8].

Dans une usine, par exemple, le facteur de rejet toxique (FRT), soit la quantité totale de substances toxiques rejetée par tonne de pâte produite, variait de 300 à 740 unités dans le cas de l'effluent de blanchiment et de 610 à 1 400 unités dans le cas de l'effluent global de l'usine[36,139]. Les contributions toxiques des divers courants d'eaux usées à l'intérieur des usines de pâte blanchie, lorsqu'on en fait le total, donnent une estimation raisonnablement exacte de la toxicité de l'effluent global[8].

Les concentrations des composés décelés dans les effluents de blanchiment traités biologiquement, sauf celles de tétrachlorogaïacol, de trichlorophénol et d'acide chlorodéhydroabiétique, ne s'élèvent qu'à une faible fraction des concentrations ayant une létalité aiguë chez les poissons ou chez toute autre forme de vie aquatique[25]. Dans le tableau 6, on trouvera les intervalles de concentrations des composés produits par le blanchiment qui sont présents dans les effluents traités biologiquement d'usines de pâte kraft et de pâte au bisulfite, ainsi que les concentrations létales 50 (CL_{50}) correspondantes chez les organismes aquatiques.

Les trois quarts des effluents produits par les 47 usines canadiennes de pâte blanchie présentent une toxicité aiguë chez la truite (d'après des données recueillies en vertu de la *Loi sur les pêches*). L'analyse de ces données montre qu'il existe une corrélation entre les résultats des essais de létalité aiguë et le degré de traitement des eaux usées. Presque tous les effluents des usines de pâte blanchie canadiennes qui ne font appel qu'au traitement primaire ou qui n'utilisent aucun traitement présentent une létalité aiguë. À l'une des usines, la concentration létale chez la truite arc-en-ciel correspondait à 3,2 % d'effluent brut. Seulement la moitié des effluents traités biologiquement des usines de pâte blanchie du Canada ne causent pas de létalité aiguë chez la truite lorsqu'ils ne sont pas dilués. Les effluents traités biologiquement de deux usines ontariennes de pâte kraft présentaient une toxicité plus élevée (CL_{50} de 21 %) que ceux de six usines ontariennes équivalentes faisant uniquement appel à un traitement primaire (CL_{50} >32 %)[140,141]. On n'a pas constaté de corrélation entre les concentrations d'AOX dans les effluents et la toxicité de ceux-ci.

On estime que la CL_{50} des effluents des usines canadiennes de pâte blanchie s'établit en moyenne à 16 % d'effluent brut[8]. Les effluents des usines de pâte blanchie constituent de moins de 1 à 20 % des eaux réceptrices immédiates; les possibilités de morts chez les organismes aquatiques sont donc très réelles.

Dans le cas de nombreuses usines canadiennes de pâte blanchie, on ne s'attend pas à un effet de létalité aiguë chez les poissons à l'extérieur d'une petite zone de diffusion après la dilution des effluents dans les eaux réceptrices, à condition que les effluents soient rapidement dilués 20 fois[8]. Malheureusement, il arrive souvent que le rejet des effluents dans les cours d'eau, les lacs et les eaux côtières ne soit pas suivi d'une dilution rapide[25,36,41,50,110,111,144]. En outre, à la plupart des endroits, des effets chroniques peuvent s'ajouter aux effets aigus, s'étendant peut-être sur de vastes surfaces[8].

En général, les concentrations des composés individuels caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie qu'on a décelés dans l'environnement aquatique canadien, particulièrement ceux qui sont chlorés, sont bien inférieures aux CL_{50} après 96 h. Cependant, dans certains cas, elles approchaient de ces valeurs. Par exemple, la concentration d'acide déhydroabiétique

Tableau 6 Intervalles de concentrations et CL_{50} correspondantes des composés produits par le blanchiment qui sont présents dans les effluents traités biologiquement d'usines de pâte kraft et de pâte au bisulfite

Composé	CL_{50} - 96 h (ppb)	Concentration des effluents		Références
		Kraft	Bisulfite	
2,4-Dichlorophénol	2 800	9 - 15	4 - 10	25
Dichlorogaïacols	2 300	22 - 100	6 - 12	25, 142
Dichlorocatéchol	500 - 1 000	12 - 90	-	25, 142
2,4,6-Trichlorophénol	450 - 2 600	1 - 51	3 - 764	25
Trichlorogaïacols	700 - 1 500	10 - 340	16 - 39	16, 25
Trichlorocatéchols	1 000 - 1 500	120 - 270	-	25, 142
Tétrachlorophénol	500	-	-	96
Tétrachlorogaïacol	200 - 1 700	10 - 620	12 - 130	16, 25
Tétrachlorocatéchol	400 - 1 500	22 - 420	-	25, 96
Pentachlorophénol	200	-	-	96
Acide déhydroabiétique	500 - 2 000	-	-	143
Acide chlorodéhydro-abiétique	600 - 900	10 - 750	10 - 900	25, 143
Acide dichlorodéhydro-abiétique	600 - 1 200	10 - 420	10 - 40	16, 25

demeurait constante (25 % de la CL_{50}) dans les effluents d'une usine de la baie Nipigon et dans les eaux réceptrices immédiates[143]. Dans des effluents non traités d'une usine de pâte blanchie de la côte de l'Atlantique, on a décelé des concentrations de dichlorophénol, de trichlorophénol, de trichlorogaïacol et de tétrachlorogaïacol qui équivalaient respectivement à 23, 29, 50 et 95 % des CL_{50} correspondantes[91].

Les poissons sont généralement plus sensibles que les invertébrés à l'action létale des effluents des usines de pâte blanchie[8,25]. D'après des essais biologiques portant sur la truite, il existe une corrélation significative ($r^2 = 0,68$) entre les rejets d'halogènes organiques totaux de faible masse moléculaire ($m < 1\,000$) et la toxicité aiguë; les concentrations de ces halogènes peuvent donc constituer un indicateur raisonnablement exact de la toxicité chez les poissons[47,145]. C'est la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) qui est le plus souvent utilisée pour les essais[25], mais il n'existe pas de preuve irréfutable que des espèces de poisson communes présentent une résistance différente à des concentrations létales d'effluents[146,147]. Il est difficile de comparer la sensibilité des espèces à l'action létale des effluents des usines de pâte blanchie d'après la documentation existante, parce que les essais portent sur des organismes à diverses étapes de leur cycle reproductif. Par exemple, la truite est plus sensible à ces effluents que le crustacé *Gammarus*, généralement considéré comme un organisme sensible, qui est à son tour plus sensible que les larves de moustique. La puce d'eau *Daphnia magna* et les larves de

moucheron sont plus résistantes à l'action létale de ces effluents que la truite arc-en-ciel[147,148].

Les concentrations ayant des effets toxiques aigus qui sont signalées dans les études suédoises sont beaucoup plus faibles que celles qui sont généralement déterminées dans le cadre de recherches nord-américaines. Des études effectuées dans des écosystèmes réels et artificiels ont permis de constater des effets mesurables réguliers à une concentration de 0,25 % d'effluent brut (0,01 de la CL_{50}) et des effets occasionnels significatifs à 0,1 % d'effluent brut (0,004 de la CL_{50})[8]. L'écart entre les concentrations létales dans les environnements aquatiques d'Amérique du Nord et de Scandinavie peut s'expliquer par les raisons suivantes :

1) les usines de Scandinavie ont une consommation d'eau plus faible et, par conséquent, des concentrations plus élevées au point de rejet;

2) en Scandinavie, les effluents sont généralement soumis à un traitement primaire seulement; et

3) d'autres toxiques présents dans la mer Baltique peuvent avoir un effet synergique en présence de ceux qui sont rejetés par les usines de pâte blanchie ou bien peuvent agir de manière indépendante pour réduire les concentrations ayant un effet apparent.

De nombreux autres constituants des effluents des usines de pâte blanchie peuvent faire mourir les organismes aquatiques. La létalité peut être due à des conditions extrêmes de température, de pH ou de teneur en oxygène dissous[8,149,150]. Des études ont aussi montré que les effets toxiques de ces effluents chez les saumons sockeye et coho sont exacerbés en présence de faibles concentrations d'oxygène dissous (hypoxie)[149,150]. Selon des chercheurs et des auteurs de recherches documentaires, lorsque la teneur en oxygène dissous passe de 100 à 80 % de saturation, on observe une mortalité accrue chez les poissons exposés à certains des polluants produits par les usines de pâte blanchie au chlore[151,152].

De nombreuses autres variables liées aux procédés des usines de pâte blanchie, notamment le type de bois, la séquence de blanchiment et le degré de traitement des eaux usées, influent sur la létalité des effluents chez les organismes aquatiques[8,29,33,140,141,153,154]. Les effluents de pâte de résineux ont une toxicité aiguë plus forte chez *Daphnia*, par exemple, que les effluents de pâte de feuillus produits dans des conditions comparables[153]. Plus l'on remplace le chlore par du dioxyde de chlore pour le blanchiment, moins l'effluent est toxique (par exemple, lorsque le rapport du chlore au dioxyde de chlore passe de 90:10 à 35:65 et à 10:90, la toxicité diminue)[33]. Lorsque les installations de traitement des effluents secondaires sont bien conçues, exploitées et gérées, on estime qu'elles permettent d'éliminer entre 50 et 90 % de la toxicité aiguë des effluents[8,29,154].

4.9.2 Effets chroniques

Contrairement à la létalité aiguë, la toxicité chronique ne provoque pas normalement la mort immédiate d'un organisme dès l'exposition à un polluant. Les effets chroniques commencent en général à se manifester après une exposition continue et prolongée à de faibles doses de matières toxiques. Souvent, les effets qu'un polluant peut exercer sur un organisme donné, bien que subtils, peuvent jouer un rôle important dans la perpétuation de l'espèce, c'est-à-dire sa reproduction, sa croissance ou sa survie.

Aussi difficile et important qu'il soit de déterminer exactement quel effet un composé peut avoir sur un organisme, il est souvent plus difficile encore de reconnaître l'importance écologique de ces réactions souvent subtiles dans la population[155]. Malheureusement, on ne dispose que de données incomplètes relativement aux effets chroniques de composés organochlorés particuliers rejetés dans les effluents des usines de pâte blanchie. De plus, il est actuellement presque impossible de prévoir la toxicité chronique d'un mélange de ces composés d'après celle de composés particuliers, alors qu'on le peut dans le cas de la toxicité aiguë.

La documentation relative à la toxicité chronique des effluents globaux des usines de pâte blanchie est abondante[7,156-163], et les Canadiens Davis, Kovacs et McLeay en ont fourni des revues détaillées[26,161-163]. Les effets chroniques de ces effluents ont fait l'objet de diverses études dans de nombreux pays. Des chercheurs suédois ont examiné les effluents produits par divers procédés de blanchiment grâce à des écosystèmes artificiels. Le *National Council for Air and Stream Improvement* (*NCASI*), organisme affilié à l'industrie papetière des États-Unis, a effectué des études à long terme dans des cours d'eau artificiels (eau chaude et eau froide) en utilisant des effluents soumis à un traitement secondaire efficace[164-168].

Les effets chroniques connus des effluents des usines de pâte blanchie sur l'environnement aquatique sont classés et résumés ci-après.

Effets sur la reproduction et le cycle reproductif. Le rendement de la reproduction des organismes aquatiques exposés aux effluents des usines de pâte blanchie pendant un ou plusieurs cycles reproductifs complets devrait constituer l'un des moyens les plus sensibles et les plus pertinents d'évaluer les effets chroniques. Malheureusement, la plupart des chercheurs ont effectué des expériences qui ne portent que sur les premières étapes du cycle reproductif ou sur certains aspects limités de la reproduction.

On a constaté une réduction de la taille des gonades et une inhibition de leur développement chez des poissons en aval de déversoirs d'usines de pâte blanchie[112,169-171]. L'indice gonadosomatique (relation entre la taille des gonades et celle du corps) était beaucoup plus faible que dans le cas de témoins chez des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) prélevés jusqu'à 96 km en aval d'une usine de pâte blanchie du Québec, particulièrement en ce qui touche les femelles adultes ayant atteint la maturité[112]. On a trouvé des achigans à petite bouche (*Micropterus* sp.) et des meuniers noirs adultes mais n'ayant pas atteint la maturité sexuelle en aval de déversoirs d'usines de pâte blanchie situées respectivement sur la rivière Saint-Maurice (Québec) et à Terrace Bay (Ontario)[112,172]. Dans ces deux cas, on n'a pas estimé les concentrations d'effluents dans les eaux réceptrices pour déterminer celles qui sont associées à la réduction de la taille des gonades et à l'inhibition de leur développement chez les poissons. Toutefois, ces effets n'ont été observés que dans les zones exposées aux effluents et non pas dans les sites témoins. Dans certains cas[112], on a mesuré la teneur des eaux réceptrices en composés organochlorés caractéristiques des effluents des usines de pâte blanchie; toutefois, on n'a pas étudié leurs effets en laboratoire afin d'établir une causalité possible. Des observations analogues ont été faites dans le cas de la perche (*Perca fluviatilis*) dans la mer Baltique, à 10 km d'une usine de pâte kraft blanchie[170]. Aucun changement n'a par ailleurs été observé dans

le développement des gonades femelles à proximité d'une usine de pâte kraft écrue en Suède[136].

Des études réalisées en Suède et portant sur les poissons vivant à proximité de déversoirs ont montré que les embryons étaient souvent déformés et qu'ils étaient généralement plus petits au moment de l'éclosion, ce qui réduisait le succès de l'éclosion. Par contre, les oeufs pondus à des endroits non pollués éclosaient normalement[173]. D'après des études de cours d'eau expérimentaux, l'exposition de truites à 1,3 % d'effluent brut provoquait une augmentation de la mortalité des oeufs et une réduction du succès de l'éclosion[168]. On ne signale aucune étude canadienne portant sur le succès de la reproduction chez les poissons. Les constatations et les conclusions du *NCASI* sont analogues à celles des études suédoises, en ce sens que la diminution du succès de l'éclosion pourrait être attribuable à la mauvaise qualité du sperme ou des oeufs produits par les parents exposés aux effluents globaux d'usines de pâte blanchie[168,173].

Des expériences effectuées en laboratoire ont montré que le 5-chloro-uracile et le 4-chlororésorcinol, qui, selon les auteurs, sont formés à la suite de la réaction du chlore avec des matières organiques, réduisent de façon significative (P <0 ,05) le succès de l'éclosion des oeufs de carpe à des concentrations aussi faibles que 1,0 ppb[174]. On a montré que le pentachloroanisole et le tétrachlorovératrole, produits de biotransformation, avaient des effets importants sur la mortalité des embryons et des larves de *Brachydanio rerio* à des concentrations de 2,8 et de 100 ppb respectivement[78]. Le tétrachlorogaïacol, à une concentration de 37 ppb, a réduit de 50 % la fécondité du copépode harpacticoïde *Nitocra spinipes*, un crustacé marin[107].

Toutes les études effectuées sur des cours d'eau naturels et artificiels portaient sur les effets observés chez des organismes aquatiques exposés à des effluents globaux d'usines de pâte blanchie; on n'a pas cherché à déterminer quels étaient les composés organochlorés à l'origine de ces effets.

Des études de laboratoire portant sur plusieurs générations de *Rivulus marmoratus*, de *Brachydanio rerio* et de blennies vivipares (*Blennius viviparus*) ont révélé que la progéniture de poissons ayant été exposés à des effluents d'usines de pâte blanchie était sensibilisée à ces effluents[89,175,176]. Chez *Rivulus marmoratus*, la mortalité parentale, le succès de l'éclosion et les déformations des oeufs étaient les mêmes pour des témoins que pour des individus exposés exposés à du 2,3,4,6-tétrachlorophénol à des concentrations représentant de 5 à 20 % de la CL_{50} après 96 h (de 0,055 à 0,22 ppm); on a constaté, toutefois, une relation dose-effet évidente dans la survie de la progéniture des parents exposés, les petits étant touchés par de la mortalité et par une érosion des nageoires et des branchies[176]. On a obtenu des résultats analogues dans d'autres études comportant l'exposition de *Brachydanio rerio* et de blennies vivipares à des constituants particuliers d'effluents d'usines de pâte blanchie et à des effluents globaux dilués à 2,5 %; des concentrations de trichlorogaïacol, de tétrachlorogaïacol, de trichlorocatéchol, de tétrachlorocatéchol, de trichlorovératrole, de tétrachlorovératrole et de pentachloroanisole de 200, 200, 200, 150, 300, 50 et 2,8 ppb, respectivement, n'ont pas tué les parents mais ont fait mourir les larves et les alevins non éclos[89].

On a observé l'échec du recrutement (maintien ou croissance d'un stock particulier grâce à la maturation de la progéniture) chez les poissons,

particulièrement chez les espèces dont les larves nagent librement (pélagiques), à proximité du déversoir d'une usine suédoise de pâte blanchie[173]. À cause des difficultés de recrutement, la densité des stocks de géniteurs était réduite et la population se maintenait en grande partie grâce à l'immigration[173]. Les concentrations en pourcentage d'effluent brut dans les eaux réceptrices n'ont pas été indiquées.

Changements biochimiques et physiologiques. On a montré, au cours d'essais *in situ* et en laboratoire, que les effluents globaux des usines de pâte blanchie provoquent des changements biochimiques et physiologiques chez les poissons[112,172,177-181]. Le plus souvent, on examine les paramètres hépatiques et sanguins pour tenter de déceler ces perturbations.

On a montré qu'il y avait induction d'enzymes hépatiques chez des populations de poissons à proximité d'usines canadiennes de pâte blanchie. Des données préliminaires obtenues dans la rivière Saint-Maurice (Québec) ainsi qu'à Terrace Bay et dans la rivière Kaministiquia (Ontario) ont révélé une multiplication par des facteurs de 5 à 10 de l'activité des oxydases à fonction mixte dans le foie de meuniers noirs en aval d'usines de pâte blanchie[107,172,180]. Les concentrations d'effluent brut dans les eaux réceptrices n'étaient pas signalées. On a aussi observé une multiplication par un facteur atteignant parfois 55 de l'activité de la 7-éthoxyrésorufine-*o*-dééthylase (EROD), une oxydase à fonction mixte du foie, chez de jeunes saumons quinnats (*Oncorhynchus tshawytscha*) capturés à proximité d'usines de pâte blanchie dans le fleuve Fraser[182]. L'induction de l'EROD traduit une réponse subcellulaire sensible à la présence de certains composés toxiques. Chez des poissons de la mer Baltique, on a constaté un gradient évident des réactions aux effluents des usines de pâte blanchie, l'induction de l'EROD étant observée jusqu'à 10 km des sources[169]. On a aussi observé, chez des meuniers noirs vivant dans la rivière Kaministiquia en aval d'une usine de pâte blanchie, une réduction de 3,3 fois des niveaux d'UDP-glucuronyl-transférase[180].

Une étude réalisée à moins de 2,5 km en aval d'une usine de pâte blanchie dans la rivière Wapiti, en Alberta, a révélé que des poissons transportant des résidus de composés organochlorés provenant de l'usine de pâte présentaient des niveaux de glycogène hépatique inférieurs à la normale, même si l'effluent biologiquement traité n'était pas létal au cours d'essais de toxicité aiguë[34]. De jeunes saumons coho (*Oncorhynchus kisutch*) exposés à des effluents d'usines de pâte blanchie traités en laboratoire présentaient une diminution importante de leurs réserves de glycogène musculaire et hépatique à des concentrations correspondant à 0,2 et 1,0 fois la valeur de la CL_{50}[183]. Des changements des niveaux de glycogène hépatique et d'activation enzymatique peuvent causer une dépense énergétique accrue et d'autres perturbations physiologiques liées à un déséquilibre des hormones stéroïdes et à l'inhibition de la reproduction[158,159,171,184,185]. Comme les poissons dépendent de leurs réserves de glycogène musculaire, il y aurait diminution de leur endurance, ce qui les rendrait plus vulnérables à la pêche, aux prédateurs et au manque de nourriture[183].

La taille réduite et l'immaturité des gonades, observées chez des meuniers noirs en aval de déversoirs d'usines de pâte blanchie dans la rivière Saint-Maurice (Québec) et à Terrace Bay (Ontario), entraînent un déséquilibre des hormones stéroïdes[112,172]. À ces deux endroits, les meuniers noirs mâles

présentaient des taux sériques de testostérone sensiblement plus faibles que la normale. Chez les meuniers noirs femelles, les taux sériques d'estradiol étaient considérablement réduits en aval de l'usine de Terrace Bay[172]; par contre, dans la rivière Saint-Maurice, ces poissons présentaient des niveaux accrus d'estradiol jusqu'à 96 km en aval de l'usine de pâte blanchie[112].

Des études *in situ* effectuées en Suède ont révélé l'existence d'un gradient des réactions biochimiques et physiologiques chez les poissons, la perturbation étant maximale jusqu'à 4,5 km des déversoirs des usines de pâte blanchie. Les niveaux de certaines enzymes n'étaient toujours pas normaux chez des poissons capturés de 8 à 10 km des usines de pâte kraft[113,169,170]. Toutefois, lorsqu'on compare tous les résultats suédois obtenus *in situ* avec les résultats d'expositions en laboratoire, seuls l'indice hépatosomatique et l'induction de l'EROD semblent être significatifs. L'hépatomégalie et l'induction de l'EROD peuvent être liées à un problème de maturation des ovaires observé en même temps chez un petit nombre de perches de Norrsundet[186].

Seules quelques études ont tenté d'identifier, dans les effluents globaux, le ou les constituants responsables de l'induction de changements biochimiques et physiologiques chez les organismes aquatiques[137,186]. On a constaté, au cours d'études de laboratoire sur les acides résiniques, qu'ils causaient divers degrés d'induction enzymatique[178,187]. Un mélange d'acides résiniques augmentait considérablement l'activité de l'EROD hépatique chez la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), mais n'induisait que légèrement cette enzyme chez la truite[178,187]. Toutefois, au cours de l'étude sur la truite, on a comparé la capacité d'induction des acides résiniques et de la 2,3,7,8-TCDD, un inducteur extrêmement puissant (multiplication par 200), à faibles doses, de l'EROD hépatique chez la truite. Malheureusement, les études biochimiques en sont encore à leurs débuts, et l'on n'a pas tenté de distinguer entre la puissance de l'inducteur et le degré d'induction. Nous n'avons trouvé aucune étude portant sur la capacité d'espèces particulières d'acides résiniques chlorés couramment présentes dans les effluents des usines de pâte blanchie de provoquer des perturbations biochimiques et physiologiques chez les organismes aquatiques.

Peu d'études de laboratoire ont porté sur l'activation enzymatique causée par des composés organochlorés autres que les dioxines et les furanes chlorés. Un mélange d'espèces phénoliques chlorées, constitué de dichlorophénol, de pentachlorophénol et de tétrachlorocathécol, a sensiblement augmenté l'activité de la catalase hépatique et de l'oxydase palmitylcoenzyme A chez la barbue de rivière[178]. On a constaté, après séparation des constituants du mélange, que ces perturbations biochimiques étaient causées par le pentachlorophénol. L'activité accrue des enzymes peroxysomales, comme la palmitylcoenzyme A, chez les poissons exposés est une source d'inquiétude, car, selon des modèles simulant la réaction chez les mammifères, il existe une corrélation entre l'activité enzymatique et l'hépatocarcinogenèse[178].

Morphologie. Des déformations squelettiques d'importance diverse ainsi que des cas d'érosion des nageoires et des branchies ont été signalés chez des poissons vivant à proximité de déversoirs d'usines de pâte blanchie[171,188-190].

On a observé une incidence élevée de déformations vertébrales (par exemple, déviation de la colonne vertébrale) chez des

poissons vivant à proximité d'usines de pâte blanchie et d'usines de pâte écrue dans la mer Baltique[171,188-190]. Malheureusement, au cours de ces études *in situ*, on n'a pas identifié le ou les constituants qui provoquaient ces effets, non plus que la concentration d'effluent brut requise. Toutefois, on peut supposer que ces déformations particulières sont causées par un ou plusieurs produits chimiques présents à la fois dans les effluents des usines de pâte blanchie et dans ceux des usines de pâte écrue (par exemple, les acides résiniques), ou encore par un autre facteur peut-être non lié aux usines de pâte (par exemple, d'autres polluants, tels que des hydrocarbures aromatiques polycycliques, présents dans la mer Baltique)[191]. Il ne faut pas oublier qu'en Scandinavie, les effluents des usines de pâte ont, au mieux, subi un traitement primaire, et que des substances comme les acides résiniques sont rapidement biodégradées dans les étangs aérés[163]. Les études de laboratoire n'ont pas permis de montrer qu'il y avait induction de graves déformations de la colonne vertébrale.

Des déformations des vertèbres, qui diminuent la résistance de la colonne vertébrale, ont été induites au cours d'études de laboratoire et observées au cours d'études *in situ* au Canada[37,89,90,192]. De jeunes chabots de profondeur (*Myoxocephalus quadricornis*) exposés à 0,5 ppm de tétrachloro-1,2-benzoquinone (TCQ) pendant quatre mois et demi présentaient des déformations vertébrales et une faiblesse des vertèbres[192]. Au cours d'une autre étude, on a induit des déformations vertébrales chez *Brachydanio rerio* à des concentrations de 2,8 ppb de pentachloroanisole et de 50 ppb de tétrachlorovératrole[89]. On a décelé de 40 à 400 ppb de tétrachlorovératrole dans les lipides du foie de poissons prélevés à proximité de déversoirs d'usines de pâte blanchie, en Suède. Il y a lieu de souligner que les altérations vertébrales induites en laboratoire chez les poissons sont le résultat d'une exposition à des produits de biotransformation, c'est-à-dire des composés que l'on ne recherche pas normalement dans les effluents des usines de pâte blanchie.

Des grands brochets (*Esox lucius*) vivant à proximité d'usines de pâte blanchie dans la mer Baltique présentaient de graves déformations crâniennes[113]. On n'en a pas trouvé chaque année où il y a eu échantillonnage[113], et ce phénomène n'a été observé dans aucun autre pays ni chez aucune autre espèce de poisson. Aucun cas de déformation crânienne induite en laboratoire n'a été signalé dans la documentation scientifique.

Par ailleurs, l'érosion des nageoires et des branchies observée chez des perches à proximité d'usines de pâte kraft dans la mer Baltique peut être induite en laboratoire[176,193]. Chez des poissons exposés à 1,6 à 4,0 % (de 0,1 à 0,25 de la CL_{50}) d'effluent brut non traité pendant 40 à 60 jours, la fréquence des cas de nécrose des nageoires et des lésions aux branchies était plus élevée que chez les poissons non exposés. Ces changements peuvent traduire une perte de résistance des poissons aux pathogènes bactériens et indiquer l'existence d'un important effet des effluents lié au stress[193]. Au cours d'une expérience de laboratoire mentionnée précédemment, qui faisait état d'une sensibilité accrue de la progéniture de poissons exposés à du 2,3,4,6-tétrachlorophénol, l'érosion des nageoires était induite à des concentrations de 0,055 à 0,22 ppm (de 5 à 20 % de la CL_{50})[176].

Pouvoir mutagène. Des essais normalisés ont montré que les effluents des usines de pâte blanchie avaient des effets mutagènes[194-196]. Normalement, les effluents

globaux et non traités des usines de pâte blanchie sont faiblement mutagènes[25,197-200]. Leur constituant le plus mutagène est généralement l'effluent produit au cours du blanchiment, mais la concentration de ce dernier est considérablement réduite par l'addition de l'effluent de l'extraction par caustification[24,25,195,197-199,202].

Des études ont montré que bon nombre des composés mutagènes présents dans les liqueurs de blanchiment résiduaires du procédé kraft et du procédé au bisulfite sont les mêmes[203]. Toutefois, les concentrations de mutagènes mesurées dans les effluents des usines de pâte kraft sont beaucoup plus élevées que celles signalées pour les usines de pâte au bisulfite[204]. Cela indique que le procédé kraft produit plus de précurseurs de composés mutagènes que le procédé au bisulfite[203]. De plus, avant le blanchiment au chlore, la délignification à l'oxygène de la pâte au bisulfite, mais non celle de la pâte kraft, augmente le pouvoir mutagène de l'effluent[203,205].

Les 27 composés mutagènes qui ont été isolés et identifiés dans les effluents des usines de pâte blanchie ne présentent pas de caractéristiques communes particulières, à ceci près que les trois quarts d'entre eux contiennent du chlore[25]. Les plus abondants sont le chloroforme, le 2,4,6-trichlorophénol[206], les chloroacétones[203,207], le 2-chloropropénal et le 3-chloro-4-dichlorométhyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone[204]. Toutefois, leurs concentrations ne se rapprochent pas de celles nécessaires à l'induction d'effets mutagènes. Pour une liste plus complète des composés mutagènes présents dans les effluents des usines de pâte blanchie, on peut consulter les références 26 et 199.

Peu d'observations *in situ* permettent de confirmer les études de laboratoire sur le pouvoir mutagène des eaux usées des usines de pâte. Des chercheurs japonais ont signalé une association apparente entre les effluents des usines de pâte blanchie et l'apparition de néoplasmes chez des poissons[208,209], mais on possède peu de détails, par exemple sur les témoins et sur les procédés. Deux des produits chimiques identifiés par les chercheurs japonais, soit le 2,4,6-trichlorophénol et le tétrachlorogaïacol, sont des mutagènes connus.

On peut éliminer les composés mutagènes ou en réduire la concentration en effectuant les opérations suivantes : addition d'alcali à la liqueur de blanchiment résiduaire[197,203]; remplacement d'une plus grande part du chlore par du dioxyde de chlore[24,195,197,198,202]; et traitement secondaire des eaux usées[197].

Pouvoir cancérogène. À l'aide de méthodes d'essai normalisées applicables aux mammifères, on a reconnu comme cancérogènes un certain nombre de composés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie, dont le chloroforme, le tétrachlorure de carbone et le safrole[9,210-212]. Certains autres composés, comme divers benzènes et phénols chlorés, l'acide époxystéarique et le dichlorométhane, ont été classés comme cancérogènes présumés[9].

On a décelé des altérations physiologiques chez des meuniers noirs en aval d'une usine de pâte blanchie dans la rivière Kaministiquia, à Thunder Bay (Ontario). On a observé chez les poissons exposés aux effluents une fréquence accrue de néoplasmes hépatiques (2,1 %) et de maladies du canal cholédoque (21 %), par rapport à des poissons témoins[180]. En plus de l'apparition de néoplasmes hépatiques, on a aussi constaté des effets non cancérogènes. On a observé une hépatomégalie notable

chez des meuniers noirs jusqu'à 96 km en aval du déversoir d'une usine de pâte blanchie dans la rivière Saint-Maurice[112]. En Suède, des études *in situ* et en laboratoire ont aussi fait état d'une hépatomégalie chez des poissons capturés à proximité de déversoirs d'usines de pâte blanchie[170,177]. On n'a pas cherché à identifier les composés organochlorés responsables des effets observés.

4.9.3 Autres effets

Modification du comportement. Les données concernant les effets des effluents globaux sur le comportement des organismes aquatiques sont limitées et, malheureusement, ne permettent pas de déterminer le constituant ou le paramètre, comme les substances organochlorées, la DBO, la teneur en oxygène dissous, le pH, la turbidité ou la teneur en matières en suspension, qui est responsable des modifications de comportement observées[151,213-215].

Des expériences de laboratoire, au cours desquelles on pouvait régler des paramètres comme la DBO, la teneur en oxygène dissous et la teneur en matières en suspension, ont révélé une réponse comportementale limitée, sinon nulle, chez les poissons[216,217]. Par ailleurs, au cours d'études et d'essais biologiques *in situ*, on a observé des réactions de fuite aussi bien que d'attraction chez des poissons exposés à des effluents d'usines de pâte blanchie[151,213-215].

Des essais biologiques *in situ* ont montré que de jeunes poissons de plusieurs espèces, qui, par nature, recherchent les eaux superficielles, fuyaient ces eaux si l'on y rejetait des effluents d'usines de pâte blanchie et ce, jusqu'à une distance de 10 km de la source[99,151,215]. De plus, certains de ces poissons mouraient si, à l'aide de cages, ils étaient maintenus dans les eaux de surface à proximité des déversoirs[151,215].

Des conditions létales ont été signalées dans les eaux de surface de nombreux estuaires de la côte ouest du Canada pendant la période où les saumons remontent les cours d'eau pour frayer[151]. Ni la migration sans danger ni la survie des salmonidés ne sauraient être assurées même si ces poissons «plongent» sous les eaux de surface, car des essais biologiques *in situ* ont montré que des conditions létales existent à des profondeurs de plus de 4,0 m[151,213]. La teneur en oxygène dissous et le pH sont, du point de vue statistique, les paramètres de qualité des eaux les plus significatifs lorsqu'il s'agit d'expliquer l'attirance des poissons pour certaines profondeurs[151,215]. Le rejet d'effluents dans les eaux de surface par les usines de pâte inhibe la photosynthèse du phytoplancton dans les couches plus profondes, ce qui se traduit par une diminution de leur teneur en oxygène dissous[213]. Les chercheurs ont constaté que les effluents des usines de pâte ont un effet toxique plus marqué sur les salmonidés dans un milieu peu oxygéné[149,218]. Comme elles fluctuent à l'intérieur de limites tolérables pour les poissons, la température et la salinité ont été éliminées comme paramètres susceptibles d'influer sur le comportement de fuite[151,213].

Une étude de télésurveillance portant sur des meuniers noirs dans la baie Nipigon du lac Supérieur a révélé que les poissons devenaient désorientés pendant une période pouvant atteindre plusieurs heures puis semblaient être à la recherche de zones où régnaient des conditions de fond, lorsqu'ils étaient libérés dans des eaux présentant des concentrations élevées d'effluents d'usines de pâte blanchie (>15 % en volume)[214]. Les eaux présentant de faibles concentrations d'effluents (<15 %) provoquaient

immédiatement une réaction de fuite chez les poissons libérés. On n'a pas cherché à identifier les constituants des effluents ou les paramètres de qualité de l'eau à l'origine de cette modification du comportement. Une analyse de la densité des organismes aquatiques à proximité des déversoirs des usines de pâte blanchie a révélé la présence de populations relativement denses d'espèces de poissons et d'invertébrés benthiques de diversité limitée, ce que semble contredire le comportement de fuite qui a été observé[214,219,220]. Toutefois, les données de télésurveillance indiquaient que les poissons ne restaient pas longtemps dans les eaux de qualité altérée[214]. L'attirance de certaines espèces de poissons pour les zones de qualité altérée permet de supposer que la réaction alimentaire à la présence de grandes quantités de biomasse benthique ainsi que la tendance innée à occuper les eaux de surface l'emportent sur la réaction de fuite, même en présence de conditions néfastes (létales)[151,214,221]. Vraisemblablement, ces poissons chercheront toujours à occuper des habitats particuliers, probablement à leur propre détriment[151].

On a observé une diminution de l'endurance natatoire et du débit ventilatoire chez de jeunes saumons coho à une concentration correspondant à 20 % de la CL_{50} après quatre jours[222]. On a aussi constaté une baisse de la tension en oxygène du sang artériel à des concentrations sublétales d'effluents d'usines de pâte blanchie qui avaient été filtrés, aérés et neutralisés, soit de 33 à 47 % de la CL_{50} après 96 h (essai biologique statique)[222]. Davis a conclu qu'il est fort probable que le mécanisme d'action toxique influant sur la capacité natatoire dans les effluents des usines de pâte blanchie est lié au problème de réduction de la ventilation branchiale et de l'oxygénation du sang artériel[222]. Comme cette étude portait sur des effluents aérés, neutralisés et filtrés, la plupart des produits toxiques les plus volatils étaient probablement absents, comme ce serait le cas dans tous les essais visant à mesurer la CL_{50} après 96 h.

Les effluents des usines de pâte blanchie ont un effet sur les organismes dont se nourrit le saumon. Au cours d'essais biologiques d'une durée de 117 h, des effluents ont perturbé le comportement de reproduction de l'amphipode marin *Anisogammarus pugettensis*, l'accouplement cessant en présence de concentrations élevées (40 % d'effluent brut)[223].

Selon toute probabilité, les effets combinés des produits chimiques et des paramètres de qualité de l'eau qui sont liés à la présence d'effluents d'usines de pâte blanchie exercent une influence marquée sur les comportements de fuite et d'attraction des poissons[151,214,215].

Diversité des espèces. Les changements de dominance chez les espèces vivant à proximité des usines de pâte blanchie au chlore ont été abordés dans de nombreuses études[214,224-226]. Il est difficile d'établir une relation de cause à effet entre les effluents des usines de pâte blanchie et les changements de la diversité des espèces, car on ne peut pas distinguer de façon bien nette l'influence de l'eutrophisation de celle de composés organochlorés particuliers[214,225].

Une étude portant sur la baie Nipigon, en Ontario, a révélé que les perches avaient été remplacées par des meuniers noirs en aval d'une usine de pâte blanchie dont les effluents faisaient l'objet d'un traitement primaire. Cette variation résultait probablement de la réaction des poissons à la présence d'effluents et à l'altération de leur habitat (par exemple, eutrophisation)[214].

Des changements semblables ont également été observés dans la mer Baltique[225,226]. Il n'y avait pratiquement aucun poisson vivant en eau peu profonde à moins de 1 000 m de l'usine de pâte blanchie de Norrsundet, mais on observait une abondance de ces poissons dans un rayon de 100 m de l'usine de pâte écrue de Sandarne[226]. Il y avait, jusqu'à 6 km de l'usine de pâte blanchie, surabondance de petites espèces vivant en eau peu profonde qui, on le sait, habitent des zones d'eutrophisation. Les populations de poissons plus gros vivant en eau plus profonde étaient réduites jusqu'à 4 km de l'usine[225]. Les effluents des usines de pâte blanchie agiraient donc sur la diversité des espèces à la fois par leur effet d'eutrophisation et par leur toxicité. Nous avons tenu compte des limitations de l'étude de Norrsundet, comme le rejet de quantités anormalement élevées de chlore dans l'environnement aquatique en raison de modifications apportées au procédé de l'usine et de l'absence de traitement secondaire. Toutefois, certaines usines canadiennes dont le traitement des effluents est médiocre ou inexistant rejettent des quantités relativement élevées de composés organochlorés et provoquent en outre une turbidité qui risque de modifier la diversité des espèces vivant à proximité[214].

Selon certaines données, les effluents des usines de pâte blanchie influent sur la dominance des espèces végétales. La structure communautaire du périphyton d'une rivière du sud des États-Unis s'est transformée de sorte que la population est devenue hétérotrophe à proximité du déversoir d'une usine de pâte blanchie, mais elle a retrouvé ses caractéristiques initiales plus loin en aval[224]. On a observé la même situation, à plus grande échelle, dans la mer Baltique.

On a identifié les constituants particuliers des effluents des usines de pâte blanchie qui sont à l'origine des changements touchant les populations. Le chlorate, sous-produit du blanchiment au dioxyde de chlore qui est rejeté avec les effluents des usines de pâte blanchie, est très toxique pour les plantes marines, en particulier pour les algues brunes[29,52,227]. Des essais en laboratoire, sur des écosystèmes modèles et *in situ* ont permis d'établir que le chlorate était responsable de la disparition de la communauté de fucus vésiculeux (*Fucus vesiculosus*) de la mer Baltique[228,229]. Des concentrations de chlorate de 10 à 20 ppb sont suffisantes pour réduire le nombre de fucus[227]. Aucune concentration de chlorate dans l'environnement récepteur immédiat n'a été signalée.

Les fucus, qui sont un genre d'algue brune, sont abondants dans les milieux peu profonds à fond dur; on en retrouve le long des côtes est et ouest du Canada ainsi que dans la mer Baltique. Ils sont l'un des plus importants constituants végétaux de l'écosystème côtier de la mer Baltique; ils forment une importante aire de frai, de reproduction et d'alimentation pour un grand nombre (plus de 70 %) des espèces animales macroscopiques, y compris les poissons[230]. La disparition des fucus s'est traduite par d'importantes diminutions des populations de crustacés et de gastéropodes[231]. Les études, dont la durée n'a pas dépassé un an, ont permis de confirmer que l'élimination des fucus induit un remplacement des espèces de poissons herbivores et omnivores par des espèces détritivores[231]. Selon les résultats de l'étude sur des écosystèmes modèles, la production de poissons d'une aire où l'on retrouverait une population saine de fucus varierait de 12 à 15 t par année. Toutefois, on estime actuellement que la baisse de la production de poissons découlant de la destruction des habitats de

frai et de reproduction et de changements touchant les espèces utilisées comme nourriture serait de l'ordre de 10 t par année[227].

L'utilisation de dioxyde de chlore à la place du chlore se traduira par une augmentation de la production de chlorate. Les systèmes de traitement biologique secondaire permettent de ramener les concentrations de chlorate à des valeurs sans danger pour l'environnement[29]; toutefois, la plupart les usines de pâte kraft blanchie installées sur les côtes du Canada ne font pas subir de traitement secondaire à leurs effluents. Comme les populations de fucus et les concentrations de chlorate dans les eaux canadiennes n'ont fait l'objet d'aucune surveillance, on ne connaît pas les effets sur les fucus et leur habitat du chlorate rejeté par les usines de pâte blanchie au chlore.

Altération des propriétés organoleptiques. Les effluents globaux des usines de pâte blanchie peuvent altérer les propriétés organoleptiques des espèces commerciales de poissons et de mollusques et crustacés. Plusieurs études énumèrent les constituants des effluents des usines de pâte blanchie qui sont à l'origine de cette altération[126,163,232,233]. Celle-ci peut être attribuée tant aux constituants chlorés qu'aux constituants non chlorés des effluents des usines, aussi bien de pâte blanchie que de pâte écrue; elle peut aussi être provoquée par des contaminants présents naturellement dans l'eau. Il est donc difficile d'identifier les agents responsables de cette altération dans les effluents globaux des usines de pâte blanchie[38].

Jusqu'à récemment, on ne considérait pas le blanchiment comme un facteur important dans l'altération des propriétés organoleptiques du poisson[138], mais des travaux récents ont révélé que des produits de biotransformation des chlorophénols, soit le trichlorovératrole et le tétrachloro-vératrole, produisent une telle altération[89]. Une simple aération ou l'application d'un traitement secondaire peuvent réduire de deux à dix fois l'altération des propriétés organoleptiques[234-236].

On n'a pas encore déterminé dans quelle mesure des constituants particuliers des effluents ou leurs dérivés altèrent les propriétés organoleptiques du poisson[38]. Les effluents globaux des usines de pâte blanchie peuvent altérer la chair de poisson à des concentrations aussi faibles que 0,5 %[234,235,237-239]. Pour mettre cette valeur en perspective, des concentrations de 1 % provoquent les effets sublétaux les plus sensibles chez les poissons[234]. Des études *in situ* confirment qu'il peut y avoir altération des propriétés organoleptiques à cette concentration, bien qu'on semble avoir confondu certains résultats avec des défauts de goût naturels. Par exemple, une étude *in situ* dans la rivière des Outaouais a révélé qu'il y avait altération des propriétés organoleptiques chez des poissons maintenus en cage pendant 48 h et ce, jusqu'à 2,5 km en aval du déversoir d'une usine de pâte blanchie[240].

Section 5

Évaluation du risque, conclusion et points à considérer

5.1 Évaluation des sources

En juillet 1990, il y avait au Canada 47 usines de pâte blanchie au chlore (dont 42 utilisaient le procédé kraft et cinq le procédé au bisulfite). Ces usines produisent des effluents de qualité variable en raison de leur grande diversité, notamment en ce qui concerne les procédés de réduction du bois en pâte, de blanchiment de la pâte et de traitement des eaux usées, le type de bois utilisé et la qualité de la pâte fabriquée. Dans bien des cas, ces usines sont intégrées; outre de la pâte blanchie, 53 % d'entre elles fabriquent aussi de la pâte mi-blanchie et de la pâte écrue ainsi que des produits de papier, comme du papier journal et du carton.

En 1989, l'industrie canadienne de la pâte blanchie rejetait chaque jour de 25 000 à 310 000 m^3 d'eaux usées par usine. Les usines de pâte consommaient quotidiennement de 10 à 110 kg de chlore par tonne de pâte fabriquée (soit de 2,5 à 175 t de chlore par jour), et elles produisaient de 100 à 1 400 t environ de pâte blanchie par jour. À partir de ces chiffres, on estime qu'en 1989, 610 000 t de chlore ont été utilisées pour produire 10,2 millions de tonnes de pâte blanchie.

Les effluents des usines de pâte blanchie au chlore contiennent un grand nombre de composés organiques chlorés et non chlorés. Les composés chlorés sont le produit de réactions complexes entre, d'une part, la lignine et ses produits de dégradation libérés pendant la fabrication de pâte chimique et, d'autre part, l'agent de blanchiment à base de chlore. On estime à plus d'un million de tonnes la quantité de composés organochlorés rejetée annuellement dans l'environnement aquatique par l'industrie canadienne des pâtes et papiers.

De 70 à 80 % des matières en solution dans les effluents des usines de pâte blanchie sont constitués de composés organochlorés de masse moléculaire élevée. Bien que quelque 250 composés particuliers aient été identifiés dans les effluents de blanchiment, on estime qu'ils ne représentent que de 10 à 40 % de toutes les substances de faible masse moléculaire qui s'y trouvent. En général, on considère que les composés chlorés de masse moléculaire élevée ne représentent pas une menace directe pour le biote aquatique; toutefois, on a observé que ces composés sont transformés ou dégradés par voie microbienne pour former des composés de masse moléculaire plus faible qui viennent s'ajouter aux autres déjà présents.

Les principales catégories de composés de faible masse moléculaire dont la présence a été signalée dans les effluents des usines canadiennes de pâte blanchie sont les suivantes : acides gras et acides résiniques chlorés et non chlorés, phénols, alcools, aldéhydes, cétones, sucres et hydrocarbures aliphatiques et aromatiques. Les effluents des usines de pâte blanchie contiennent également de nombreux composés volatils renfermant du soufre, comme l'hydrogène sulfuré, les thiophènes et le méthylmercaptan. Leur composition n'est pas constante d'une usine à l'autre mais dépend notamment des procédés de réduction en pâte et de blanchiment ainsi que du degré et du type de traitement appliqué aux eaux usées. Par exemple, le trichlorogaïacol et le tétrachlorogaïacol sont

les principaux composés phénoliques chlorés de faible masse moléculaire dans les effluents des usines de pâte kraft blanchie, tandis que le 2,4,6-trichlorophénol est l'espèce phénolique chlorée prédominante dans les effluents des usines de pâte blanchie utilisant le procédé au bisulfite.

Comme la plupart des composés organochlorés qui sont rejetés dans les effluents des usines de pâte blanchie n'ont pas été identifiés, les travaux analytiques ont surtout porté sur l'élaboration d'indicateurs généraux ou de mesures de remplacement permettant d'évaluer la quantité totale de composés organochlorés présents dans des matrices environnementales particulières. Dans le cas de l'eau, le dosage des halogènes organiques adsorbables (AOX) est la méthode la plus couramment utilisée. L'élément halogène («X») des effluents des usines de pâte blanchie est presque exclusivement du chlore. La méthode des AOX ne s'applique qu'à l'eau et ne peut être utilisée dans le cas de sédiments ou de tissus; il faut donc utiliser une autre méthode, dite du chlore organique extractible (ClOE), pour doser les composés organochlorés dans les sédiments et les tissus. La principale limite de ces mesures tient à ce qu'elles ne renseignent nullement sur la composition des effluents ni sur leur toxicité potentielle, leur persistance ou leur devenir dans l'environnement.

La teneur en halogènes organiques adsorbables (AOX) des effluents des usines de pâte blanchie variait, au début de 1989, de 0,5 à 14,9 kg par tonne de pâte séchée à l'air, la moyenne étant de 3,8 kg/t. La teneur en AOX des effluents des usines de pâte blanchie est directement reliée, entre autres facteurs, au degré de chloration appliqué durant le blanchiment ainsi qu'au traitement que subissent les eaux usées. En général, plus la proportion de dioxyde de chlore utilisée lors du blanchiment est élevée, plus la teneur en AOX est faible. De plus, dans les usines de pâte blanchie qui soumettent leurs effluents à un traitement secondaire, la teneur en AOX est plus faible que dans les usines qui ne sont dotées que d'un système de traitement primaire ou qui ne traitent pas leurs effluents.

Les 47 usines canadiennes de pâte blanchie rejettent annuellement plus d'un million de tonnes de composés organochlorés dans l'environnement aquatique. Environ 250 composés différents ont été identifiés, mais beaucoup d'autres ne le sont pas encore. La composition chimique des effluents des usines de pâte blanchie est complexe, variable et mal caractérisée. Ainsi, d'importantes quantités de substances organochlorées, de composition connue ou inconnue, pénètrent dans l'environnement aquatique du Canada après avoir été rejetées par les usines de pâte blanchie.

5.2 Évaluation de la répartition et du devenir dans l'environnement

On a décelé et dosé dans les effluents, dans l'eau, dans les sédiments et dans le biote un certain nombre de composés organochlorés produits par les usines de pâte blanchie au chlore. Les courants dans le milieu récepteur, la composition des sédiments, les gradients de salinité et de température et la profondeur à laquelle sont rejetés les effluents des usines de pâte blanchie influent sur la répartition des composés organochlorés dans l'ensemble de l'environnement aquatique. Par exemple, on a décelé du tétrachlorogaïacol dans tous les milieux de l'environnement aquatique jusqu'à 1 400 km en aval des déversoirs des usines de pâte blanchie les plus proches.

La persistance des composés organochlorés dans les divers milieux de l'environnement aquatique dépend de variables comme le pH de l'eau, la teneur en carbone organique des particules en suspension et des sédiments, la présence d'un biofilm, les coefficients de partage, la solubilité dans l'eau, la température, l'intensité lumineuse et la population microbienne du milieu récepteur; cependant, les deux variables les plus importantes sont le degré de chloration des composés rejetés et la période de l'année. Le temps nécessaire à la biodégradation des composés faiblement chlorés (par exemple, les dichlorophénols) varie de quelques heures à quelques jours, tandis que les composés organiques fortement chlorés peuvent persister dans l'environnement aquatique pendant des jours, des semaines et parfois plus longtemps, particulièrement en hiver. Ainsi, on a décelé, en hiver, des substances telles que des chlorogaïacols à des centaines de kilomètres en aval de déversoirs d'usines de pâte blanchie. Le transport de phénols chlorés sur de grandes distances sous la glace ne saurait surprendre; toutefois, au Canada, les études *in situ* ont surtout été réalisées pendant les mois d'été plutôt qu'au cours de toute l'année. De plus, lorsque le débit du cours d'eau récepteur est faible, les particules peuvent se déposer à une distance relativement faible du déversoir; toutefois, lorsque le débit est élevé, par exemple pendant une crue nivale ou une tempête côtière, la remise en suspension des matières déposées peut entraîner la dispersion des sédiments contaminés sur une plus grande distance.

On a aussi constaté que les acides résiniques non chlorés, comme l'acide déhydroabiétique, se dispersent et persistent dans les divers milieux de l'environnement aquatique (eau, sédiments et biote), particulièrement lorsque les usines ne soumettent pas leurs eaux usées à un traitement secondaire approprié.

Certains composés organochlorés peuvent être dégradés par voie microbienne dans l'eau ou les sédiments et métabolisés dans les tissus. En général, la vitesse de décomposition dépend de facteurs comme le degré de chloration de la molécule organique, la teneur en carbone organique du substrat, la concentration ambiante d'oxygène, la température, et l'exposition antérieure des bactéries à des composés organochlorés particuliers rejetés par des usines de pâte blanchie ou à des composés qui leur sont apparentés du point de vue structural. Parmi les composés bien caractérisés présents dans les effluents des usines de pâte blanchie, l'acide dichlorodéhydroabiétique et le tétrachlorogaïacol sont ceux qui résistent le plus à la dégradation bactérienne; c'est pour cette raison qu'on les décèle couramment dans les eaux usées ayant subi un traitement biologique ainsi que dans le milieu aquatique récepteur. Le degré du traitement appliqué aux effluents des usines de pâte blanchie peut influer considérablement sur les concentrations et les types de composés décelés dans les eaux réceptrices. Les effluents qui ont subi un traitement biologique bien contrôlé en étang aéré devraient contenir moins de chlorophénols et de sous-produits associés que ceux d'usines dont les installations de traitement des eaux usées sont minimales sinon inexistantes. Il s'agit là d'une observation générale s'appliquant à tout le secteur des pâtes et papiers blanchis au Canada.

Les composés organochlorés peuvent aussi être transformés, par voie microbienne, en composés plus persistants et plus susceptibles de bioaccumulation. Par exemple, en milieu aérobie, les chlorogaïacols et les chlorocathécols sont

biotransformés en chlorovératroles et en chloroanisoles, respectivement. En conditions anoxiques, c'est la réaction inverse qui se produit. En conséquence, on ne devrait pas déceler et, en fait, on ne décèle pas de produits de la biotransformation des chlorogaïacols dans les sédiments anaérobies tout près des déversoirs des usines de pâte blanchie. Toutefois, on a décelé des chlorovératroles en milieu aérobie dans des effluents d'usines de pâte blanchie, dans des eaux réceptrices et dans des sédiments au Canada, ainsi que dans des tissus de poissons capturés dans la mer Baltique.

La plupart des composés organochlorés rejetés par les usines de pâte blanchie ne sont pas bioaccumulés en quantités appréciables dans les tissus des organismes aquatiques. Toutefois, les trichlorophénols, les tétrachlorophénols et les chlorovératroles s'accumulent souvent à des concentrations de beaucoup supérieures à celles qu'on observe dans l'eau. Les chlorovératroles peuvent s'accumuler dans les poissons jusqu'à 25 000 fois leur concentration dans l'eau. La bioaccumulation des chlorovératroles présente un intérêt particulier du fait qu'il s'agit de produits de biotransformation et qu'on ne surveille pas leur présence dans les divers milieux de l'environnement.

On a décelé des composés organochlorés dans l'eau, les sédiments et le biote jusqu'à 1 400 km de déversoirs d'usines de pâte blanchie. Le temps nécessaire à la dégradation des composés faiblement chlorés varie de quelques heures à quelques jours, tandis que les composés fortement chlorés peuvent persister pendant des jours, des semaines et même plus longtemps. Ces composés sont plus persistants en hiver, surtout sous la glace. Certains composés organochlorés peuvent se dégrader ou se transformer biologiquement, ce qui peut produire des composés plus persistants et plus susceptibles de bioaccumulation. Par exemple, les chlorovératroles, qui sont des produits de transformation des chlorogaïacols, peuvent s'accumuler dans les poissons jusqu'à 25 000 fois leur concentration dans l'eau. La présence d'autres composés dans les tissus de poissons s'explique par une exposition répétée ou à long terme plutôt que par un potentiel de bioaccumulation élevé.

5.3 Évaluation de l'exposition et de ses effets

Des essais obligatoires de toxicité aiguë en laboratoire ont montré que 75 % des effluents des usines canadiennes de pâte blanchie sont létaux pour la truite arc-en-ciel. Des concentrations aussi faibles que 3,2 % d'effluent brut ont causé la mort de poissons, et la concentration moyenne nécessaire pour tuer dans un intervalle de 96 h 50 % des organismes soumis à l'essai (CL_{50} après 96 h) est de 16 % d'effluent brut. Il existe une forte corrélation entre les résultats des essais de toxicité aiguë et le degré de traitement que les eaux usées ont subi. Les effluents des usines de pâte blanchie munies d'un système de traitement secondaire bien exploité sont souvent non toxiques pour la truite arc-en-ciel; par contre, lorsque les eaux usées des usines ne reçoivent qu'un traitement primaire ou ne sont soumises à aucun traitement, les effluents sont toxiques. Les déversements accidentels et les défauts de fonctionnement qui surviennent dans les usines peuvent aussi contribuer à la toxicité aiguë des effluents. La létalité aiguë des effluents globaux des usines de pâte blanchie chez les organismes aquatiques augmente aussi durant les périodes où les teneurs en oxygène dissous sont basses.

Il existe une quantité appréciable de renseignements relatifs à la létalité de certains composés organochlorés produits par les usines de pâte blanchie; leur CL_{50} après 96 h varie de 200 à 2 800 ppb. Les phénols chlorés, en particulier les gaïacols et les catéchols, ainsi que les acides résiniques chlorés sont reconnus comme étant les principaux toxiques présents dans les effluents des usines de pâte blanchie. Ces effluents n'ont guère été surveillés en ce qui a trait aux divers composés organochlorés pris séparément; toutefois, d'après le peu de renseignements dont on dispose, la concentration dans les effluents d'aucun de ces composés ne s'approche habituellement de la Cl_{50} après 96 h, même lorsque la toxicité aiguë des effluents globaux est démontrée. Il arrive cependant que les concentrations de tétachlorogaïacol, de trichlorophénol et d'acide chlorodéhydroabiétique s'approchent de la CL_{50} après 96 h, voire la dépassent. Il est à noter que la différence est mince entre les concentrations de composés chlorés qui ont des effets toxiques aigus chez un organisme particulier et celles qui n'en ont pas. Par exemple, dans le cas du tétrachlorogaïacol, tous les poissons mouraient en moins de 96 h lorsqu'ils étaient exposés à une concentration de 350 ppb, alors qu'aucun ne mourait si la concentration d'exposition était de 300 ppb.

On a non seulement observé que les effluents des usines de pâte blanchie ont des effets létaux aigus, mais aussi que, considérés globalement, ils entraînent chez les organismes aquatiques des effets toxiques chroniques comme des anomalies de la reproduction, des déformations, des modifications biochimiques et des altérations du comportement. En général, des effets chroniques ont été observés dans l'environnement aquatique canadien après dilution des effluents de 0,5 à 5 % (c'est-à-dire à des concentrations représentant le dixième seulement de la CL_{50} après 96 h). Des études sur des cours d'eau artificiels réalisées par le *National Council for Air and Stream Improvement* des États-Unis ont donné des résultats compatibles avec ceux obtenus au Canada; en effet, elles ont démontré la toxicité chronique des effluents au même niveau de dilution. Au cours d'études en laboratoire, divers composés organochlorés ont provoqué des effets chroniques tels que des déformations des vertèbres et la mort d'embryons et de larves de poissons à des teneurs aussi faibles que 2,8 ppb.

Le niveau de dilution des effluents des usines de pâte blanchie dans les eaux réceptrices locales varie selon le débit du cours d'eau, les marées, le moment de l'année et certains autres facteurs. D'après le peu de données dont on dispose, qui proviennent surtout d'usines déversant leurs effluents en eau douce, la concentration des effluents des usines de pâte blanchie dans les eaux réceptrices, même après dilution dans la zone de mélange, se situe habituellement bel et bien dans l'intervalle provoquant des effets chroniques. En fait, 70 % des effluents de ces usines rejetés au Canada dans des bassins d'eau douce ne sont pas dilués au-delà de cet intervalle de concentrations.

La toxicité aiguë ou chronique des effluents globaux des usines de pâte blanchie ne peut pas s'expliquer par la toxicité individuelle des divers composés organochlorés qu'on y a identifiés jusqu'ici. En effet, cette toxicité n'explique, d'après les résultats d'études de laboratoire, qu'un faible pourcentage de la toxicité globale de ces effluents. Les rares études biologiques détaillées réalisées en aval des usines canadiennes typiques de pâte blanchie ont toutes montré que les effluents avaient des effets chroniques continus et

répétitifs sur le biote aquatique. Les effets chroniques observés, tels que des anomalies de la reproduction, constituent des facteurs irréversibles importants qui menacent la perpétuation des espèces et l'intégrité de l'écosystème.

Les effluents de 75 % des usines canadiennes de pâte blanchie présentent une létalité aiguë; en outre, même après dilution dans les eaux réceptrices, 70 % de ces effluents déversés en eau douce demeurent toujours dans l'intervalle des concentrations de toxicité chronique. Les effets chroniques observés en aval des usines canadiennes de pâte blanchie constituent des facteurs irréversibles importants qui menacent la perpétuation des espèces et l'intégrité de l'écosystème.

5.4 Évaluation du risque

Les usines canadiennes de pâte blanchie déversent chaque année plus d'un million de tonnes de matières organochlorées dans l'environnement aquatique. Certaines de ces matières sont très persistantes, tant dans l'espace que dans le temps; d'autres ont un grand potentiel de bioaccumulation. Certains composés organochlorés ont été isolés des effluents des usines de pâte blanchie à des teneurs souvent égales ou supérieures à celles causant des effets toxiques aigus. La somme de la toxicité de tous ces composés organochlorés représente un niveau de risque élevé.

Soixante-quinze pour cent des effluents des usines canadiennes de pâte blanchie ont une toxicité aiguë chez la truite arc-en-ciel. Même après dilution par les eaux réceptrices, 70 % de ces effluents déversés en eau douce entraînent des effets chroniques importants qui menacent la perpétuation des espèces et l'intégrité de l'écosystème. Par conséquent, les concentrations des effluents globaux rejetés dans l'environnement aquatique par les usines canadiennes de pâte blanchie, ainsi que les effets toxiques aigus et chroniques qui en résultent et qui ont été observés tant *in situ* qu'en laboratoire, représentent ensemble un risque considérable pour l'écosystème aquatique.

5.5 Conclusion

D'après cette évaluation du risque, nous concluons que les effluents des usines de pâte blanchie pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement. Les effluents des usines de pâte blanchie sont donc considérés comme toxiques au sens de l'alinéa 11*a*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement.*

5.6 Points à considérer

Au cours de l'évaluation des données sur les effluents des usines de pâte blanchie, nous avons observé des lacunes nombreuses et importantes. Parmi celles qui devraient être comblées, signalons l'absence de données sur la toxicité aiguë et les effets chroniques des divers composés organochlorés, en particulier les phénols chlorés, qui forment une proportion importante des rejets toxiques des usines de pâte blanchie.

L'évaluation des études sur les effluents des usines de pâte blanchie a révélé beaucoup d'erreurs de conception des expériences. Pour les futures études *in situ*, on devrait s'efforcer de choisir un nombre suffisant de sites témoins de façon à pouvoir notamment réaliser les analyses statistiques appropriées.

Étant donné la complexité des effluents des usines de pâte blanchie, l'élaboration des méthodes d'analyse devrait porter avant tout

sur la mise au point d'indicateurs généraux ou de mesures de remplacement de la quantité totale de composés organochlorés présents dans des matrices particulières. Parmi ces mesures de remplacement, on compte le dosage des AOX dans l'eau et celui du ClOE dans les sédiments et les tissus biologiques. Il faut cependant insister sur le fait que ces deux paramètres souffrent de nombreuses limites graves dont, au premier chef, leur inaptitude à fournir une estimation précise de la toxicité potentielle, de la persistance ou de la bioaccumulation de composés organochlorés particuliers. Il faut s'efforcer de mesurer et de signaler toutes les limites de détection et de dosage pour toutes les méthodes d'analyse utilisées.

Il faut réduire la quantité des composés organochlorés formés pendant la réduction du bois en pâte et le blanchiment de la pâte. On y parviendra en modifiant les procédés utilisés en usine, par exemple en adoptant la délignification à l'oxygène, en améliorant le lavage de la pâte et en remplaçant le chlore gazeux par un autre agent de blanchiment. On y arrivera aussi en installant des systèmes de traitement secondaire des eaux usées dans les usines où il n'en existe pas déjà. Il faut noter cependant que le traitement secondaire des eaux usées entraîne la production de boues qui contiennent de grandes quantités de composés organochlorés et pour lesquelles on n'a pas encore mis au point de méthodes de surveillance ou d'élimination.

Beaucoup des effets toxiques aigus et chroniques signalés ont été associés aux composés phénoliques chlorés. Par conséquent, toute stratégie de réglementation devrait prévoir la surveillance d'une gamme de ces composés dans les effluents des usines de pâte blanchie, les eaux, les sédiments et les tissus animaux, ainsi que l'étude de leurs effets sur l'environnement.

On devrait aussi concevoir une stratégie en vue de forcer l'industrie de la pâte blanchie à procéder à une surveillance biologique des écosystèmes aquatiques locaux. Les données produites par ce programme de surveillance obligatoire devraient permettre de comparer et de mettre en évidence les concentrations de chlore organique et les effets sur le milieu aquatique observés aux diverses usines canadiennes de pâte blanchie. Ce n'est qu'alors qu'il serait possible de déterminer si l'on peut protéger adéquatement le milieu aquatique au moyen de règlements applicables à l'échelle nationale, comme le projet de règlement d'application de la *Loi sur les pêches* concernant les effluents et le règlement d'application de la *LCPE* concernant les rejets de dioxines et de furanes, ou s'il est nécessaire de prendre d'autres règlements.

Les membres du Groupe de travail sur les effluents des usines de pâte blanchie croient qu'on devrait obliger les usines à rendre compte de leurs rejets de chlore lié organiquement et d'une gamme de composés chlorophénoliques dans les effluents, les eaux, les sédiments ou les tissus biologiques. On devrait aussi prévoir une surveillance obligatoire des effets sur l'environnement. Étant donné la difficulté qu'il y a à résoudre les problèmes posés par ces contaminants et leurs produits de transformation, les règlements qu'il pourrait être nécessaire de prendre dans l'avenir devraient insister le plus possible sur la prévention de la formation de composés organochlorés grâce à l'utilisation de techniques de remplacement et à un meilleur contrôle des procédés. La conception et l'exploitation adéquates d'un système de traitement secondaire des effluents permettent aussi de réduire la quantité de chlore organique rejetée dans l'environnement aquatique.

Références

1 *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, L.R.C. (1985), chap. 16, 4e suppl. (1988).

2 *Loi modifiant la loi canadienne sur la protection de l'environnement*, L.C. (1989), chap. 9.

3 Hall, R.H., D.J. Ecobichon, W.C. Ferguson, D. Green, D. MacKay, W.A. Neff, A.E. Robinson, C.R. Rubin, J. Siemiatycki et S. Sullivan, «Rapport de la Commission consultative auprès des ministres pour les substances d'intérêt prioritaire», 26 p. (1988).

4 «Liste des substances d'intérêt prioritaire», *Gazette du Canada*, partie I, 11 février 1989, p. 543-545.

5 Susser, M., "The logics of Sir Karl Popper and the Practice of Epidemiology", *Amer. J. Epidemiol., 124*: 711-718 (1986).

6 Boddington, M.J., A.P. Gilman, R.C. Newhook, B.M. Braune, D.J. Hay et V. Shantora, «Liste des substances d'intérêt prioritaire, Rapport d'évaluation n° 1 : Polychloro-dibenzodioxines et Polychloro-dibenzofurannes», Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, 64 p. (1990).

7 Colodey, A.G., "Environmental Impact of Bleached Pulp and Paper Mill Effluents in Sweden, Finland, and Norway: Implications to the Canadian Environment", unpublished report for Environment Canada, IP-99, 158 pp. (1989).

8 Sprague, J.B. and A.G. Colodey, "Toxicity to Aquatic Organisms of Organochlorine Substances in Kraft Mill Effluents", unpublished report for Environment Canada, IP-100, 53 pp. (1989).

9 Kringstad, K.P. and K. Lindstrom, "Spent Liquors from Pulp Bleaching", *Environ. Sci. Technol., 18*(8): 236A-248A (1984).

10 Claeys, R.R., L.E. LaFleur and D.L. Borton, "Chlorinated Organics in Bleach Plant Effluents of Pulp and Paper Mills", in: *Water Chlorination*, Vol. 3, R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming and V.A. Jacobs (eds.) Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, Chap. 31, p. 335-345 (1979).

11 Bengtsson, B.E. and L. Renberg, "The Use of Chemical and Biological Parameters to Characterize Complex Industrial Effluents", *Reg. Toxicol. Pharmacol., 6*: 238-247 (1986).

12 Suntio, L.R., W.Y. Shiu and D. Mackay, "A Review of the Nature and Properties of Chemicals Present in Pulp Mill Effluents, *Chemosphere, 17*(7): 1249-1290 (1988).

13 Carlson, R.M., H.L. Kopperman, R. Caple and R.E. Carlson, "Structure-activity Relationships Applied", in: *Conference Proceedings, International Joint Commission*, Windsor, Chap. 3, p. 57, (March 11-13, 1975).

14 Cherr, G.N., J.M. Shenker, C. Lundmark and K.O. Turner, "Toxic Effects of Selected Bleached Kraft Mill Effluent Constitutents on the Sea Urchin Sperm Cell", *Environ. Toxicol. Chem., 6*: 561-569 (1987).

15 Kringstad, K.P., L.G. Stockman and L.M. Stromberg, "The Nature and Environmental Significance of Spent

Bleach Liquor Toxicants: Present State of Knowledge", *J. Wood Chem. and Technol.*, *4*(3): 389-404 (1984).

16 Leach, J.M. and A.N. Thakore, "Isolation and Identification of Constitutents Toxic to Juvenile Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in Caustic Extraction Effluents From Kraft Pulp Mill Bleach Plants", *J. Fish. Res. Bd. Canada, 32*: 1249-1257 (1975).

17 LeBlanc, G.A., B. Hilgenberg and B.J. Cochrane, "Relationships Between the Structures of Chlorinated Phenols, Their Toxicity, and Their Ability to Induce Glutathione S-transferase Activity in *Daphnia magna", Aquat. Tox., 12*: 147-156 (1988).

18 Salkinoja-Salonen, M., J.L. Saxelin, J. Pere, T. Jaakkola, J. Saarikoski, R. Hakulinen and O. Koistinen, "Analysis of Toxicity and Biodegradability of Organochlorine Compounds Released into the Environment in Bleaching Effluents of Kraft Pulping", in: *Advances in the Identification of Organic Products*, L.H. Keith (ed.), Chap. 56, p. 1131-1164 (1980).

19 Zitko, V., "Structure-activity Relationships in Fish Toxicology" in: *Conference Proceedings, International Joint Commission*, Windsor, Chap. 1, p. 7 (March 11-13, 1975).

20 Carlberg, G.E., S. Johnsen, L.H. Landmark, B.E. Bengtsson, B. Bergstrom, J. Skramstad and H. Storflor, "Investigations of Chlorinated Thiophenes: A Group of Bioaccumulable Compounds Identified in the Effluents from Kraft Bleaching", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 37-48 (1988).

21 Pereira, W.E., C.E. Rostad, C.T. Chiou, T.I. Brinton, L.B. Barber, D.K. Demcheck and C.R. Demas, "Contamination of Estuarine Water, Biota, and Sediment by Halogenated Organic Compounds: A Field Study", *Environ. Sci. Technol., 22*: 772-778 (1988).

22 Oliver, B.G., "Biouptake of Chlorinated Hydrocarbons from Laboratory-spiked and Field Sediments by Oligochaete Worms", *Environ. Sci. Technol., 21*(8): 785-790 (1987).

23 Douglas, G.R., E.R. Nestmann, J.L. Betts, J.C. Mueller, E.G.H. Lee, H.F. Stich, R.H.C. San, R.J.P. Brouzes, A.L. Chmelauskas, H.D. Paavila and C.C. Walden, "Mutagenic Activity in Pulp Mill Effluents", in: *Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3, Chap. 76, R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming, V.A. Jacobs (eds.), Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, p. 865-880 (1980).

24 Rannug, U., D. Jenssen, C. Ramel, K.E. Eriksson and K. Kringstad, "Mutagenic Effects of Effluents from Chlorine Bleaching of Pulp", *J. Toxicol. Environ. Health, 7*: 33-47 (1981).

25 Walden, C.C., D.J. McLeay and A.B. McKague, "Cellulose Production Process", in: *The Handbook for Environmental Chemistry*, O. Hutzinger (ed.), Berlin, Heidelberg, Germany, Springer-Verlag, Volume 3, Part D, 1-34 (1986).

26 Bjorseth, A., G.E. Carlberg, N. Gjos, M. Moller and G. Tveten, "Halogenated Organic Compounds in Spent Bleach Liquors: Determination, Mutagenicity, Testing and Bioaccumulation", in: *Advances in the Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water*, Vol. 2, L.A. Keith (ed.), Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, Chap. 55, p. 1115-1164 (1976).

27 Leach, J.M., "Loadings and Effects of Chlorinated Organics from Bleached Pulp Mills", in: *Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3, Chap. 30, R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming, and V.A. Jacobs (eds.) Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, p. 325-334 (1980).

28 McKague, A.B., "Characterization and Identification of Organic Chlorine Compounds in Bleach Plant Effluents" in: *Proc. Colloquium on Measurement of Organochlorines*, Pulp & Paper Res. Centre, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario (Feb. 16-17, 1988).

29 Fandry, C.B., R.E. Johannes and P.J. Nelson, "Pulp Mills: Modern Technology and Environmental Protection", Report to Senator the Hon. John Button, Minister for Industry, Technology and Commerce, Commonwealth of Australia, 68 pp. (1989).

30 Martinsen, K., A. Kringstad and G.E. Carlberg, "Methods for Determination of Sum Parameters and Characterization of Organochlorine Compounds in Spent Bleach Liquors from Pulp Mills and Water, Sediement and Biological Samples from Receiving Waters", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 13-24 (1988).

31 SSLV, [Stiftelsen Skogsindustriernas Vatten och Luftvaresforskning] Risker for paverkan pa miljon genom utslap av blekeriavlopp. Projektet utfordes 1982-1985. SSVL-85 Rapport Nr 44, Slutrapport delprojekt 4, Framstallning av blekt massa. AF-IPK, Box 8309, 104 20 Stockholm, 84 p. [Environmental Impact of Bleach Plant Effluent. Project carried out 1982-1985. SSVL-85 Report No. 44, Final Report Subproject 4, Manufacture of Bleached Pulp.] (1985).

32 Fleming, B.I., T. Kovacs, C.E. Luthe, R.H. Voss, R.M. Berry and P.E. Wrist, "A Discussion of the Use of the AOX Parameter as a Tool for Environmental Protection", Report prepared by PAPRICAN, 26 pp. (1990).

33 Liebergott, N., B. van Lierop, A. Nolin, M. Faubert, and J. Laflamme, "Modifying the Bleaching Process to Decrease AOX Formation", Pulp and Paper Research Institute of Canada, 24 pp. (1989).

34 Alberta Environment Centre, "Toxicity and Environmental Chemistry of Wastewater from a Kraft Pulp and Paper Mill: Fish Toxicity Studies", Alberta Environment Centre, Vegreville, Alberta, Report AECV87-R4, 67 pp. (1987).

35 Carlberg, G.E., H. Drangsholt, N. Gjos, G. Tveten, "Analysis of Organochlorine Compounds in Water, Sediment and Fish from Iddefjorden", in: *Proceedings from the Seventeenth Nordic Symposium on Water Research*, Porsgrunn, Nordforsk, Publication 1, p. 131-140 (1981).

36 Craig, G.R., M.F. Holloran, K. Schiefer, R.W. Wilson and A. Burt, "Study of In-mill Toxicity and the Impact of Mill Effluent on Lake Superior", A Report for James River-Marathon Ltd., Marathon, Ontario, Submitted to Ontario Ministry of the Environment, Beak Consultants Ltd., Mississauga, Ontario, Report No. 2243.2 (1986).

37 Hardig, J., T. Andersson, B.E. Bengtsson, L. Forlin and A. Larsson, "Long-term Effects of BKME on Red and White Blood Cell Status, Ion Balance and Vertebral Structure in Fish", *Ecotox. & Environ. Safety, 15*: 96-106 (1988).

38 Mehrle, P.M., K. Dickson, R. Hartung, R. Huggett, D. McLeay, A. Oikari and J. Sprague, "Pulping Effluents in the Aquatic Environment", Report prepared by: The Scientific Panel on Pulping Effluents in the Aquatic Environment, for: Procter and Gamble Company, Cincinnati, OH, Aug. 11/89, 44 pp. (1989).

39 Remberger, M., P-A. Hynning and A.H. Neilson, "Comparison of Procedures for Recovering Chloroguaiacols and Chlorocatechols from Contaminated Sediments", *Environ. Toxicol. Chem., 7*: 795-805 (1988).

40 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "Bottom Sediments and Biological Tissues: A Baseline Organochlorine Contamination Survey in Howe Sound", January/February 1989, prepared for: Howe Sound Pulp and Paper Limited and Western Pulp Limited Partnership (1989).

41 Sjostrom L., R. Radestrom, G.E. Carlberg and A. Kringstad, "Comparison of Two Methods for the Determination of Total Organic Halogen (TOX) in Receiving Waters", *Chemosphere, 14*(8): 1107-1113 (1985).

42 Sinclair, William F., «La lutte contre la pollution découlant de la fabrication de pâtes et papiers au Canada : perspective fédérale», Environnement Canada, 392 p. (1990).

43 Canadian Environmental Control Bulletin, "Control of Pulp Mill Chlorinated Organics Announced by B.C.", July 20, 1989, No. 392 (1989).

44 Liu, S. (Memo), Subject: Westcoast Environmental Law Research Foundation's Environment Week Presentation on "Poison in Paradise: Pulp Pollution in B.C." (1989).

45 McGrath, R., "Discoveries About Dioxin Formation Have Changed Some Mill Operations", *Pulp & Paper*, p. 133-136 (April, 1989).

46 Report of the Alberta/Pacific Environmental Impact Assessment Review Board (1989).

47 Severeid, D.E., "Pilot Plant Evaluation of Alternative Bleach Sequences - Effluent Toxicity and Chlorinated Organics", Research Report for Weyerhaeuser Canada, 19 pp. (1986).

48 Committee for the Gulf of Bothnia, "Water Pollution Problems in the Finnish and Swedish Pulp and Paper Industries: Priorities and Management Options in Future Pollution Control Work", Report of the Special Working Group, April 1988, 9 pp. (1988).

49 Amendola, G.A., "U.S. EPA Bench Scale Wastewater Treatability Study. Pulp and Paper Mill Discharges of 2,3,7,8-TCDD and 2,3,7,8-TCDF. Proposed Interim Control Measures", Interim NPDES Permit Strategy, Preliminary Report, U.S. Environmental Protection Agency, Region 5, Environ. Sciences Div., Westlake, OH, 26 pp. (1988).

50 Siuda, J.F., "Natural Production of Organohalogens", in: *Water Chlorination*", Vol. 3, R.L. Jolley, W.A. Brungs, R.B. Cumming and V.A. Jacobs, (eds.) Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, Chap. 6, p. 63-72 (1979).

51 Germgard, U. and S. Larsson, "Oxygen Bleaching in the Modern Softwood Kraft Pulp Mill", *Paperi Ja Puu, 65*: 287-290 (1983).

52 Brannland, R. and G. Fossum, "How to Cope with TOCl", TAPPI Proceedings, 1987 Pulping Conference, p. 243-248 (1987).

53 Xie, T.M., K. Abrahamsson, E. Fogerqvist and B. Josefsson, "Distribution of Chlorophenolics in a Marine Environment", *Environ. Sci. Technol., 20*: 457-463 (1986).

54 de Sousa, F., L.M. Stromberg and K.P. Kringstad, "The Fate of Spent Bleach Liquor Material in Receiving Waters: Characterization of Chloroorganics in Sediments", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 153-160 (1988).

55 Howard, P.H., J. Saxena and H. Sikka, "Determining the Fate of Chemicals", *Environ. Sci. Technol., 12*(4): 398-407 (1978).

56 Choi, J. and S. Aomine, "Adsorption of Pentachlorophenol by Soils, *Soil Sci. Plant Nutr., 20*(2): 135-144 (1974).

57 WHO, "Chlorophenols Other than Pentachlorophenol", Environmental Health Criteria 93, World Health Organization, Geneva, 208 pp. (1989).

58 Landner, L., K. Lindstrom, M. Karlsson, J. Nordin, L. Sorensen, "Bioaccumulation of Fish of Chlorinated Phenols from Kraft Pulp Mill Bleachery Effluents", *Bull. Environ. Contam. Toxicol., 18*: 663-673 (1977).

59 Wesen, C., "Chemical Characterization of Chlorinated Lignin Derivatives in Organisms, Sediment and Air", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 185-188 (1988).

60 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "Effluent, Receiving Water, Bottom Sediments and Biological Tissues: A Baseline Organochlorine Contamination Survey", January/February, 1990, prepared for: Fletcher Challenge Canada Limited - Elk Falls Pulp and Paper (1990).

61 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "Effluent, Receiving Water, Bottom Sediments and Biological Tissues: A Baseline Organochlorine Contamination Survey", January/February, 1990, prepared for: MacMillan Bloedel Limited - Harmac Division (1990).

62 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "Effluent, Receiving Water, Bottom Sediments and Biological Tissues: A Baseline Organochlorine Contamination Survey", January/February, 1990, prepared for: Fletcher Challenge Canada Limited - Crofton Pulp and Paper (1990).

63 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "Effluent, Receiving Water, Bottom Sediments and Biological Tissues: A Baseline Organochlorine Contamination Survey", January/February, 1990, prepared for: MacMillan Bloedel Limited - Powell River Division (1990).

64 Dwernychuk, L.W. [Hatfield Consultants Ltd.], "The Marine Receiving Environment Near MacMillan Bloedel Limited, Powell River Division: A Study on the Physical, Chemical and Biological Components of Intertidal and Subtidal Systems", prepared for: MacMillan Bloedel Limited - Powell River Division (1990).

65 Beak Associates Consulting (B.C.) Ltd., "Baseline Organochlorine Monitoring Program", prepared for: Canadian Pacific Forest Products Limited - Gold River Mill, Project No. 14-163-01-01 (1990).

66 Carlberg, G.E., A. Kringstad, K. Martinsen and O. Nashaug, "Environmental Impact of Organochlorine Compounds Discharged from the Pulp and Paper Industry", *Paperi Ja Puu, 69*: 337-342 (1987).

67 Leuenberger, C., W. Giger, R. Coney, J.W. Graydon and E. Molanr-Kubica,

"Persistent Chemicals in Pulp Mill Effluents", *Water Res., 19*(7): 885-894 (1985).

68 Brownlee, B., Memo to Leigh Noton Re: Chlorophenolics Analysis of Athabasca, Peace and Slave River Water (May 4, 1990).

69 Noton, L.R. and R.D. Shaw, "Winter Water Quality in the Athabasca River System 1988 and 1989", Alberta Environment, 200 pp. (1989).

70 Boule, P., C. Guyon and J. Lemaire, "Photochemistry and Environment. IV. Photochemical Behaviour of Monochlorophenols in Dilute Aqueous Solution", *Chemosphere, 11*(12): 1179-1188 (1982).

71 Hwang, H.M., R.E. Hodson, and R.F. Lee, "Degradation of Phenol and Chlorophenols by Sunlight and Microbes in Estuarine Waters", *Environ. Sci. Technol., 20*(10): 1002-1007 (1986).

72 Carey, J.H., M.E. Fox, B.G. Brownlee, J.L. Metcalfe and R.F. Platford, "Disappearance Kinetics of 2,4- and 3,4-dichlorophenol in a Fluvial System", *Can. J. Physiol. Pharmacol., 62*: 971-975 (1984).

73 Baker, M.D., C.I. Mayfield and W.E. Innes, "Degradation of Chlorophenols in Soil, Sediment and Water at Low Temperature", *Water Res., 14*(12): 1765-1771 (1980).

74 Blades-Fillmore, L.A., W.H. Clement and S.D. Faust, "The Effect of Sediment on the Biodegradation of 2,4,6-trichlorophenol in Delaware River Water", *J. Environ. Sci. Health, A17*(6): 797-818 (1982).

75 Lee, R.F. and C. Ryan, "Microbial Degradation of Organochlorine Compounds in Estuarine Waters and Sediments", in: *Proceedings of the Workshop on Microbial Degradation of Pollutants in Marine Environments*, Pennsicola Beach, Florida, 9-14 April 1978, A.W. Bourquin and P.H. Pritchard (eds.), Washington, DC, U.S. EPA, pp. 443-450 (EPA Report No. 60/9-79-012) (1979).

76 Baker, M.D. and C.I. Mayfield, "Microbial and Non-biological Decomposition of Chlorophenols and Phenol in Soil", *Water Air Soil Pollut., 13*(4): 411-424 (1980).

77 Pal, H.S., T. Murphy, A.C. Carter and S.W. Drew, "Rapid Assays for Microbial Degradation of 2-chlorophenol", Blacksburg, Virginia, Virginia Water Resources Research Center, Virginia Polytechnic Institute and State University (Report No. 128) (1980).

78 de Kreuk, J.F. and A.O. Hantsveit, "Determination of the Biodegradability of the Organic Fraction of Chemical Wastes", *Chemosphere, 10*(6): 561-573 (1981).

79 Chu, J. and E.J. Kirsch, "Utilization of Halophenols by a Pentachlorophenol Metabolizing Bacterium", *Dev. Ind. Microbiol., 14*: 264-273 (1973).

80 Brownlee, B., M.E. Fox, W.M.J. Strachan and S.R. Joshi, "Distribution of Dehydroabietic Acid in Sediments Adjacent to a Kraft Pulp and Paper Mill", *J. Fish. Res. Board Can., 34*: 838-843 (1977).

81 Brownlee, B. and W.M.J. Strachan, "Distribution of Some Organic Compounds in the Receiving Waters of a Kraft Pulp and Paper Mill", *J. Fish. Res. Board Can., 34*: 830-837 (1977).

82 Horowitz, A., D.R. Shelton, C.P. Cornell and J.M. Tiedje, "Anaerobic Degradation of Aromatic Compounds in Sediments and Digested Sludge", in:

Proceedings of the 38th General Meeting of the Society of Industrial Microbiology, Richmond, Virginia, 9-14 August, 1981, p. 435-444 (1982).

83 Pignatello, J.J., L.K. Johnson, M.M. Martinson, R.E. Carlson and R.L. Crawford, "Response of the Microflora in Outdoor Experimental Streams to Pentachlorophenol: Environmental Factors", *Can. J. Microbiol., 32*: 38-46 (1986).

84 Leach, J.M. and A.N. Thakore, "Isolation and Identification of Constituents Toxic to Juvenile Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in Caustic Extraction Effluents from Kraft Pulp Mill Bleach Plants", *J. Fish. Res. Board Can., 32*: 1249-1257 (1975).

85 Deprez, R.D., C. Oliver, and W. Halteman, "Variations in Respiratory Disease Morbidity Among Pulp and Paper Mill Town Residents", *J. Occup. Med., 28*(7): 486-91 (1986).

86 E.B. Eddy Inc., M. C.R. Cook, communication personnelle (1989).

87 Allard, A.S., M. Remberger, T. Viktor, and A.H. Neilson, "Environmental Fate of Chloroguaiacols and Chlorocatechols", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 131-141 (1988).

88 Neilson, A.H., A.S. Allard, P.A. Hynning, M. Remberger, and L. Landner, "Bacterial Methylation of Chlorinated Phenols and Guaiacols: Formation of Veratroles from Guaiacols and High-molecular-weight Chlorinated Lignin", *Appl. Environ. Micro., 45*(3): 774-783 (1983).

89 Neilson, A.H., A.S. Allard, S. Reiland, M. Remberger, A. Tarnholm, T. Viktor, and L. Landner, "Tri- and Tetra-chloroveratrole, Metabolites Produced by Bacterial *O*-methylation of Tri- and Tetra-chloroguaiacol: An Assessment of Their Bioconcentration Potential and Their Effects on Fish Reproduction", *Can. J. Fish. Aquatic Sci., 41*: 1502-1512 (1984).

90 Landner, L., "Experimental Procedures for Hazard Assessment in the Marine Environment", in: *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*, G. Persoone, E. Jaspers and C. Claus (eds.), State Univ. Ghent and Inst. Mar. Scient. Res., Bredene, Belgium., Vol. 1, p. 657-687 (1984).

91 New Brunswick Research and Productivity Council, "Bioaccumulation of Toxic Compounds in Pulp Mill Effluents by Aquatic Organisms in Receiving Waters", Environment Canada, CPAR Secretariat, Ottawa, CPAR Project Report 675-1, 45 pp. (1978).

92 DIAND, "Studies to Determine whether the Condition of Fish from the Lower Mackenzie River is Related to Hydrocarbon Exposure", Environmental Studies No. 61, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, 84 pp. (1989).

93 Neilson, A.H., H. Blanck, L. Forlin, L. Landner, P. Part, A. Rosemarin and M. Doserstrom, *Chemicals in the Aquatic Environment*, L. Landner (ed.), Springer-Verlag, p. 329 (1989).

94 Neilson, A.H., A.S. Allard, P.A. Hynning, M. Remberger and T. Viktor, "The Environmental Fate of Chlorophenolic Constituents of Bleachery Effluents", *Tappi Journal*, p. 239-247 (March, 1990).

95 Neilson, A.H., A.S. Allard, C. Lindgren, and M. Remberger, "Transformation of Chloroguaiacols, Chloroveratroles, and Chlorocatechols by Stable Consortia of Anaerobic Bacteria", *Appl. Environ. Microbiol., 53*(10): 2511-2519 (1987).

96 Hattula, M.L., V.M. Wasenius, H. Reunanen, and A.U. Arstila, "Acute Toxicity of Some Chlorinated Phenols, Catechols and Cresols to Trout", *Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26*: 295-298 (1981).

97 Jones, P.A., «Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien», Ottawa, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Rapport SPE-3-EP-84-3F, 93 p. (1981).

98 Call, D.J., L.T. Brooke and P.Y. Lu, "Uptake, Elimination, and Metabolism of Three Phenols by Fathead Minnows", *Arch. Environ. Contam. Toxicol., 9*: 699-714 (1980).

99 Birtwell, I.K., "A Field Technique for Studying the Avoidance of Fish to Pollutants", Environmental Protection Service, Tech. Report No. EPS-5-AR-77-1, Halifax, Canada, p. 69-86 (1977).

100 Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek, and J.J. Carroll, "Bioconcentration and Elimination of Selected Water Pollutants by Bluegill Sunfish (*Lepomis macrochirus*)", in: *Dynamics Exposure and Hazard Assessment of "Toxic Chemicals"*, R. Hague (ed.), Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, p. 379-392 (1980).

101 Virtanen, M.T. and M.L. Hattula, "The Fate of 2,4,6-trichlorophenol in an Aquatic Continuous-flow System", *Chemosphere, 11*(7): 641-649 (1982).

102 Ernst, W. and K. Weber, "Chlorinated Phenols in Selected Estuarine Bottom Fauna", *Chemosphere, 7*(11): 867-872 (1978).

103 Folke, J., J. Birklund, A.K. Sorensen, and U. Lund, "The Impact on th Ecology of Polychlorinated Phenols and Other Organics Dumped at the Bank of a Small Marine Inlet", in: *Analysis of Organic Micropollutants in Water, Proceedings of the 3rd European Symposium*, Oslo, 19-21 September, 1983, G. Angeletti and A. Bjorseth (eds.), Luxembourg, Commission of the European Communities, p. 242-254 (1984).

104 Paasivirta, J., K. Heinola, T. Humppi, A. Karjalainen, J. Knuutinen, K. Mantykoski, R. Paukko, T. Piilola, K. Surma-Aho, J. Tarhanen, L. Welling, and H. Vihonen, "Polychlorinated Phenols, Guaiacols and Catechols in the Environment", *Chemosphere, 14*(5): 469-491 (1985).

105 Pierce, R.H. and D.M. Victor, "The Fate of Pentachlorophenol in an Aquatic Ecosystem", in: *Pentachlorophenol: Chemistry, Pharmacology, and Environmental Toxicology*, K.R. Rao (ed.), New York, London, Plenum Press, p. 41-52 (1978).

106 Niimi, A.J., H.B. Lee, and G.P. Kissoon, "Kinetics of Chloroguaiacols and Other Chlorinated Phenolic Derivatives in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*)", *Environ. Toxicol. Chem., 9*(5): 649-653 (1990).

107 Renberg, L., O. Svanberg, B.E. Bengtsson, and G. Sundstrom, "Chlorinated Guaiacols and Cathechols Bioaccumulation Potential in Bleaks (*Alburnus alburnus*, Pisces) and Reproductive and Toxic Effects on the Harpacticoid *Nitocra spinipes* (Crustacea)", *Chemosphere, 9*: 143-150 (1980).

108 Beak Consultants Ltd., "Non-conventional Contaminants in Pulp and Paper Mill Effluents", prepared for Ontario Forest Industries Association, Beak Consultants Ltd.,

Mississauga, Ontario, Report No. 4080.1 (1987).

109 Boudrea, C.A., M.P. Guilcher, G.F. Westlake, and W.R. Parker, "Dispersion of Effluent Plumes from Three Pulp and Paper Mills in Northern New Brunswick Rivers and Effects on the Behaviour of Juvenile Atlantic Salmon", Environment Canada, Environmental Protection, Dartmouth, N.S., Report No. EP-5-AR-88-6 (1988).

110 Kay, B.H., "West Coast Marine Environmental Quality: Technical Review", Environment Canada, Regional Program Report 86-01, 167 pp. (1986).

111 Kelso, J.R.M., C.K. Minns, and R.J.P. Brouzes, "Pulp and Paper Mill Effluent in a Freshwater Environment", *J. Fish. Res. Bd. Canada, 34*: 771-775 (1977).

112 Carey, J. and P.V. Hodson, "Pulp Mill Effects Monitoring Program of the St. Maurice River, Quebec, 1989", presented at the *3rd Workshop on Environmental Effects Monitoring at Pulp and Paper Mills Discharging to the Freshwater Environment*, March 20, 1990, Hull, Quebec (1990).

113 Sodergren, A. (ed.), "Biological Effects of Bleached Pulp Mill Effluents, Final Report from the Environment/Cellulose I Project", ISSN 0282-7298, 139 pp. (1989).

114 Priha, M. and A. Langi, FFPRI, Helsinki, communication personnelle avec A.G. Colodey (1989).

115 Wigilius, B., H. Boren and A. Grimvall, "Determination of Adsorbable Organic Halogens (AOX) and Their Molecular Weight Distribution in Surface Water Samples", in: *Isolation, Characterization and Risk Analysis of Organic Micropollutants in Water*, B. Wigilius, (ed.), Linkoping Studies in Arts and Science, No. 20, Chap. 5, p. 1-14 (1988).

116 Grimvall, A., H. Boren, S. Jonsson, S. Karlsson and R. Savenhed, "Organohalogens of Natural and Industrial Origin in Large Recipients of Bleach-plant Effluents", *Proc. 3rd IAWPRC Symposium on Forest Industry Wastewaters*, June 5-8, 1990, Tampere, Finland (1990).

117 Voss, R.H. and M.B. Yunker, "A Study of Chlorinated Phenolics Discharged in Kraft Mill Receiving Waters", prepared for The Council of Forest Industries Technical Advisory Committee, 131 pp. (1983).

118 Données inédites d'une enquête sur les usines de pâtes et papiers, analysées par J. Carey.

119 Noton, L.R., A.M. Anderson, T.B. Reynoldson, and J. Kostler, "Water Quality in the Wapiti-Smoky River System Downstream of the Procter and Gamble Pulp Mill, 1983", prepared for: Alberta Environment, 1989, 113 pp. (1989).

120 Fogelqvist, E., B. Josefason and C. Roos, "Halocarbons as Tracer Substances in Studies of the Distribution Patterns of Chlorinated Waters in Coastal Areas", *Environ. Sci. Technol., 16*: 479 (1982).

121 Oikari, A., B. Holmbom, E. Anas, and H. Bister, "Distribution in a Recipient Lake and Bioaccumulation in Fish of Resin Acids From Kraft Pulp Mill Waste Waters", *Paperi Ja Puu, 62*, p. 193 (1980).

122 Rogers, I.H., J.A. Servizi, and C.D. Levings, "Bioconcentration of Chlorophenols by Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Overwintering in the Upper Fraser

River: Field and Laboratory Tests", *Water Poll. Res. J. Canada, 23*(1): 100-113 (1988).

123 Derksen, B., "File Report on the Status of Pulp Mill Effluent Concentrations in the Fraser River Drainage", Report, Environment Canada, Environmental Protection, Freshwater Group, West Vancouver, B.C. 14 pp. (1988).

124 Kruzynski, G.M., "Some effects of dehydroabietic acid (DHA) on hydromineral balance and other parameters in juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus nerka*)", University of British Columbia, Dept. of Zoology, Ph.D. thesis (1979).

125 Brownlee, B., communications personnelles, Institut national de recherche sur les eaux (1990).

126 McLeay, D.J. [D. McLeay and Associates Ltd], «Enquête bibliographique sur la toxicité des effluents de l'industrie des pâtes et papiers pour les biocénoses aquatiques». Environnement Canada, Ottawa, Rapport SPE 4/PF/1, 194 p. (1987).

127 Rogers, I.H., I.K. Birtwell and G.M. Kruzynski, "Organic Contaminant Uptake in Eulachons *Thaleichthys pacificus* Migrating Through the Fraser River Estuary", p. 83, in: *Proc. Internat. Sympos. Fate and Effects of Toxic Chemicals in Large Rivers and Their Estuaries*, Oct. 10-14, 1988, Quebec, Canada (1988).

128 Jonsson, P., B. Jonsson, L. Hakansson, and K. Martinsen, [Distribution of chlorinated organic substances from paper...] [In Swedish] Swedish National Environment Protection Board, Solna (Stockholm), SNV Report No. 3228 (1986).

129 Kierkegaard, A. and L. Renberg, [Chloroguaiacols in sediments off Iggesund.] [In Swedish] Swedish National Environment Protection Board, Solna (Stockholm), SNV Report No. 1987-02 (1987).

130 Hakanson, L., P. Jonsson, and B. Jonsson, "Distribution of Chlorinated Organic Substances from Paper and Pulp Industries", *Wat. Sci. Technol., 20*(2): 25-36 (1988).

131 Asplund, G., A. Grimvall, and C. Pettersson, "Naturally Produced Adsorbable Organic Halogens (AOX) in Humic Substances From Soil and Water", *Sci. Total. Environ., 81/82*: 239-248 (1989).

131a Lockhart, W.L., D.A. Metner, R.W. Danell, and S. Harbicht, "Liver Enzymes of Fish from the Slave River at Fort Smith, 1989", unpublished report, Dept. of Indian Affairs and Northern Development, Yellowknife, NWT, 20 pp. (1990).

132 Servizi, J.A., R.W. Gordon, and J.H. Carey, "Bioconcentration of Chlorophenols by Early Life Stages of Fraser River Pink and Chinook Salmon", *Water Poll. Research J. Canada, 23*(1): 88-99 (1988).

133 Kaiser, K.L.E., "Organic Contaminated Residues in Fishes From Nipigon Bay, Lake Superior", *J. Fish Res. Board Can., 24*: 850-855 (1977).

134 Oikari, A., B. Holmbom, and H. Bister, "Uptake of Resin Acids into Tissues of Trout (*Salmo gairdneri* Richardson), *Ann. Zool. Fennici, 19*: 61-64 (1982).

135 Wesen, C. and L. Okla, "Uptake by Aquatic Organisms of 36 Cl-labelled Organic Compounds From Pulp Mill Effluents", *Ecol. Bull., 36*: 154-158 (1984).

136 Sodergren, A., B.E. Bengtsson, P. Jonsson, S. Lagergren, L. Larsson,

M. Olsson, and L. Renberg, "Summary of Results from the Swedish Project Environment/Cellulose", *Water Sci. Technol., 20*(1): 49-60 (1988).

137 Bonsor, N., N. McCubbin, and J.B. Sprague, "Kraft Mill Effluents in Ontario", Report of the Expert Committee on Kraft Mill Toxicity to Pulp and Paper Section, MISA, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 260 pp. (1988).

138 Kovacs, T.G., R.H. Voss, and A. Wong, "Chlorinated Phenolics of Bleached Kraft Mill Origin, An Olfactory Evaluation", *Water Res., 18*: 911-916 (1984).

139 Scroggins, R.P., "In-plant Toxicity Balances for a Bleached Kraft Pulp Mill", *Pulp & Paper Canada, 87*(9): T344-T348 (1986).

140 MOE, "Report on the 1986 Industrial Direct Discharges in Ontario", Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario (Oct., 1987).

141 MOE, "Toxicity of Pulp and Paper Effluents in Ontario (January 1969 to December 1985)", Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Aquatic Toxicity Unit, Toronto, Ontario, 116 pp. (March, 1987).

142 Holmbom, B.R. and K.J. Lehtinen, *Paperi Puu, 62*, p. 673 (1980).

143 Rogers, I.H. *et al.*, "Fish Toxicants in Kraft Effluents", *TAPPI, 58*: 136-140 (1975).

144 Servizi, J.A., R.W. Gordon, and D.W. Martens, "Toxicity of Two Chlorinated Catechols, Possible Components of Kraft Pulp Mill Bleach Waste", Int. Pac. Salmon Fish. Comm. Prog. Report, 17, 43 pp. (1968).

145 Bryant, C.W. and G.L. Amy, "Organic Halide in Kraft Mill Wastewaters: Factors Affecting In-mill Formation and Removal by Biological Treatment", *TAPPI Proceedings*, p. 435-438 (1988).

146 Hutchins, F.E., "Toxicity of Pulp and Paper Mill Effluent. A Literature Review", U.S. Environmental Protection Agency, Environ. Res. La., Corvallis, Oregon, EPA 600/3-79/013 (1979).

147 Zanella, E.F., M. Proulx, and S. Berben, "A Comparison of Selected Warmwater Animals as Bioassay Test Organisms for Pulp and Paper Mill Effluents", *Proc. 1982 TAPPI Environ. Conf.*, p. 13-19 (1982).

148 Fahmy, F.K. and O.L. Lush, "Sensitivity of Major Aquatic Food Chain Organisms to Kraft Mill Effluents Treated by Different Methods", Environment Canada, CPAR Secretariat, Ottawa, CPAR Project Report 356-1, 41 pp. (1974).

149 Alderdice, D.F. and J.R. Brett, "Some Effects of Kraft Mill Effluent on Young Pacific Salmon", *J. Fish. Res. Bd. Can., 14*: 783-795 (1957).

150 Howard, T.E. and C.C. Walden, "Pollution and Toxicity Characteristics of Kraft Pulp Mill Effluents", *TAPPI, 48*(3): 136-141 (1965).

151 Birtwell, I.K. and G.M. Kruzynski, "*In-situ* and Laboratory Studies on the Behaviour and Survival of Pacific Salmon (genus *Oncorhynchus*), *Hydrobiologia, 188/189*: 543-560 (1989).

152 Sprague, J.B., "Factors that Modify Toxicity", Chap. 6 in: *Fundamentals of Aquatic Toxicology*, G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.), Hemisphere Publ. Corp., Washington, 666 pp. (1985).

153 Gergov, M., M. Prika, E. Talka, and O. Valttila, "Chlorinated Organic Compounds in Effluent Treatment at Kraft Mills", *TAPPI, TI (12)*: 175-184 (1988).

154 McKean, W.T., "Pulp and Paper Industry", in: *Introduction to Environmental Toxicology*, F.E. Guthrie and J.J. Perry (eds.), Elsevier, New York, Chap. 16, p. 210-225 (19--).

155 Rosenthal, H. and D.F. Alderdice, "Sublethal Effects of Environmental Stressors, Natural and Pollutional, on Marine Fish Eggs and Larvae", *J. Fish. Res. Board Can., 33*: 2047-2065 (1976).

156 Mattsoff, L. and M. Nikinmaa, "Effects of Plasma Proteins on the Dehydroabietic Acid-induced Red Cell Breakdown", *Ecotox. Environ. Safety, 14*: 157-163 (1987).

157 Mattsoff, L. and A. Oikari, "Acute Hyperbilirubinaemia in Rainbow Trout Caused by Resin Acids", *Comp. Biochem. Physiol., 88C*: 263-268 (1987).

158 Oikari, A., T. Nakari, and B. Holmbom, "Sublethal Actions of Simulated Kraft Mill Effluents (KME) in *Salmo gairdneri* Residues of Toxicants, and Effects on Blood and Liver", *Ann. Zool. Fennici, 21*: 45-53 (1984).

159 Tana, J.J., "Sublethal Effects of Chlorinated Phenols and Resin Acids on Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*)", *Wat. Sci. Tech. 20*(2): 77-85 (1988).

160 Tuurala, H. and A. Soivio, "Structural and Circulatory Changes in the Secondary Lamellae of *Salmo gairdneri* Gills", *Aquatic Toxicology, 2*: 21-29 (1982).

161 Davis, J.C., "Bioassay Procedures and Sublethal Effect Studies with Bleached Kraft Pulp Mill Effluent and Pacific Salmon", *Pulp & Paper Magazine Canada*, July 1974: D13-D15 (1974).

162 Davis, J.C., "Progress in Sublethal Effect Studies with Kraft Pulp Mill Effluent and Salmonids", *J. Fish Res. Bd. Canada, 33*: 2031-2035 (1976).

163 Kovacs, T.G., "Effects of Bleached Kraft Mill Effluents on Freshwater Fish: A Canadian Perspective", *Water Pollution Research Journal of Canada, 21*: 91-118 (1986).

164 NCASI, "Effects of Biologically Stabilized Bleach Kraft Mill Effluents on Cold Water Stream Productivity as Determined in Experimental Stream Channels - 1st Progress Report", National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc., New York, N.Y., NCASI Tech. Bull. No. 368 (1982).

165 NCASI, "Effects of Biologically Stabilized Bleach Kraft Mill Effluents on Cold Water Stream Productivity as Determined in Experimental Stream Channels - 2nd Progress Report", National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc., New York, N.Y., NCASI Tech. Bull. No. 413 (1983).

166 NCASI, "Effects of Biologically Stabilized Bleach Kraft Mill Effluents on Cold Water Stream Productivity as Determined in Experimental Stream Channels - 3rd Progress Report", National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc., New York, N.Y., NCASI Tech. Bull. No. 445 (1984).

167 NCASI, "Effects of Biologically Stabilized Bleach Kraft Mill Effluents on Cold Water Stream Productivity as Determined in Experimental Stream Channels - 4th Progress Report", National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc.,

New York, N.Y., NCASI Tech. Bull. No. 474, 175 pp. (1985).

168 NCASI, "Effects of Biologically Stabilized Bleach Kraft Mill Effluents on Cold Water Stream Productivity as Determined in Experimental Stream Channels - 5th Progress Report", National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc., New York, N.Y., NCASI Tech. Bull. No. 566, 127 pp. (1989).

169 Andersson, T., L. Forlin, J. Hardig, and A. Larsson, "Biochemical and Physiological Disturbances in Fish Inhabiting Coastal Waters Polluted with BKME", *Mar. Environ. Research, 24*: 233-236 (1988).

170 Larsson, L., T. Andersson, L. Forlin and J. Hardig, "Physiological Disturbances in Fish Exposed to Bleached Kraft Mill Effluents", *Water Sci. Technol., 20*(2): 67-76 (1988).

171 Sandstrom, O., E. Neuman, and P. Karas, "Effects of Bleached Pulp Mill Effluent on Growth and Gonad Function in Baltic Coastal Fish", *Water Sci. Technol., 20*(2): 107-118 (1988).

172 Munkittrick, K.R., C. Portt, G.J. Van der Kraak, I.R. Smith, and D. Rokosh, "Impact of Bleached Kraft Mill Effluent on Liver MFO Activity, Serum Steroids and White Sucker Population Characteristics", Abstract No. 333, *Abstracts of the 10th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Toronto, Ontario (October 28 - November 2, 1989).

173 Sandstrom, O., P. Karas, and E. Neuman, "Recruitment and Fish Populations", Abstract No. 263, *Abstracts of the 10th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Toronto, Ontario (October 28 - November 2, 1989).

174 Gehrs, C.W., L.D. Eyman, R.J. Jolley, and J.E. Thompson, "Effects of Stable Chlorine-containing Organics on Aquatic Environments", *Nature, 249*: 675-676 (1974).

175 Jacobsson, A., E. Neuman, and G. Thoresson, "The Viviparous Blenny as an Indicator of Environmental Effects of Harmful Substances", *Ambio, 15*(4): 236-238 (1986).

176 Koenig, C.C. and C. McLean, "*Rivulus marmoratus*: A Unique Fish Useful in Chronic Marine Bioassays of Halogenated Organics", in: *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, R.L. Jolley, H. Gorchev, and D.H. Hamilton (eds.), Vol. 2, Chap. 72, Ann Arbor Science Pub. Inc., Ann Arbor, MI (1980).

177 Andersson, T., B.E. Bengtsson, L. Forlin, J. Hardig, and L. Larsson, "Long-term Effects of Kraft Mill Effluents on Carbohydrate Metabolism and Hepatic Xenobiotic Biotransformation Enzymes in Fish", *Ecotoxicol. Environ. Safety, 13*: 53-60 (1987).

178 Mather-Mihaich, E. and R.T. Di Giulio, "Peroxisomal Enzyme, Mixed-function Oxidase and Oxidant-mediated Responses of Chlorinated Phenolics and Resin Acids in Channel Catfish", Abstract No. 334, *Abstracts of the 10th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Toronto, Ontario (October 28 - November 2, 1989).

179 Oikari, A. and T. Kunnamo-Ojala, "Tracing of Xenobiotic Contamination in Water with the Aid of Fish Bile Metabolites: A Field Study with Caged Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*)", *Aquatic Toxicol., 9*: 327-341 (1987).

180 Smith, I.R. and D.A. Rokosh, "An Epidemiological Study of a White Sucker (*Catostomus commersoni*) Population Inhabiting the Kaministiquia River, Thunder Bay, Ontario", Abstract No. 262, *Abstracts of the 10th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Toronto, Ontario (October 28 - November 2, 1989).

181 Tana, J. and E. Nikunen, "Physiological Responses of Rainbow Trout in a Pulp and Paper Mill Recipient During Four Seasons", *Ecotoxicol. Environ. Safety, 13*: 27-34 (1986).

182 Rogers, I.H., C.D. Levings, W.L. Lockhart, and R.J. Norstrom, "Observations of Overwintering Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Exposed to Bleached Kraft Mill Effluent in the Upper Fraser River, British Columbia", *Chemosphere, 19*: 1853-1868 (1989).

183 McLeay, D.J. and D.A. Brown, "Stress and Chronic Effects of Untreated and Treated Bleached Kraft Pulp Mill Effluent on the Biochemistry and Stamina of Juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*), *J. Fish. Res. Board Can., 36*: 1049-1059 (1979).

184 Johnson, L.L., E. Casillas, T.K. Collier, B.B. McCain, and U. Varanasi, "Contaminant Effects on Ovarian Development in English Sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound", *Canadian J. Fish. Aquat. Sci., 45*: 2133-2146 (1988).

185 Scott, G.I. and D.P. Middaugh, "Seasonal Chronic Toxicity of Chlorination to the American Oyster, *Crassostrea virginica*", in: *Water Chlorination*, Vol. 2, R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton (eds.) Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, Chap. 23, p. 311-328 (1977).

186 Owens, J.W., observations sur le rapport inédit de A.G. Colodey "Environmental Impact of Bleached Pulp and Paper Mill Effluents in Sweden, Finland, and Norway: Implications to the Canadian Environment", soumises à Environnement Canada par Procter and Gamble Co., 28 pp. (1989).

187 Oikari, A. and P. Lindstrom-Seppa, "Responses of Biotransformation Enzymes in Fish Liver: Experiments with Pulp Mill Effluents and Their Components", *Abstract in the Ninth International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds*, Toronto, Ontario (Sept. 17-22, 1989).

188 Bengtsson, B.E., "Effects of Pulp Mill Effluents on Skeletal Parameters in Fish - A Progress Report", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 87-94 (1988).

189 Lindesjoo, E. and J. Thulin, "Fin Erosion of Perch (*Perca fluviatalis*) in a Pulp Mill Effluent", *Bull, Eur. Ass. Fish Pathol., 7*(1): 11-14 (1987).

190 Thulin, J., J. Hoglung, and E. Lindesjoo, "Diseases and Parasites of Fish in a Kraft Mill Effluent", *Water Sci. Technol., 20*(2): 179-180 (1988).

191 Bengtsson, B.E., "Vertebral Damage in Fish Induced by Pollutants", in: *Sublethal Effects of Toxic Chemicals on Aquatic Animals*, J.H. Koeman, and J.J.T.W.A. Strik (eds.), Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, p. 23-29 (1975).

192 Bengtsson, B.E., A. Larsson, A. Bengtsson, and L. Renberg, "Sublethal Effects of Tetrachloro-1,2-benzoquinone - A Component in Bleachery Effluents from Pulp Mills - On Vertebral Quality and Physiological Parameters of Fourhorn

Sculpin", *Ecotox. & Environ. Safety, 15*: 62-71 (1988).

193 Couillard, C.M., R.A. Berman and J.C. Panisset, "Histopathology of Rainbow Trout Exposed to a Bleached Kraft Pulp Mill Effluent", *Arch. Environ. Contam. Toxicol., 17*: 319-323 (1988).

194 Ander, P., K.E. Eriksson, M.C. Kolar, and K. Kringstad, "Studies on the Mutagenic Properties of Bleaching Effluents", *Sven. Paperstidn, 80*: 454-459 (1977).

195 Eriksson, K.E., N.C. Kilar, and K. Kringstad, "Studies on the Mutagenic Properties of Bleaching Effluents", Part 2, *Sven. Papperstidn, 82*: 95-104 (1979).

196 Ames, B.N., J. McCann, and E. Yamasaki, in: *Handbook of Mutagenicity-Test Procedure*, B.J. Wilbey *et al.* (eds.) Elsevier, Amsterdam, The Netherlands (1975).

197 British Columbia Research Council, "Biological Characteristics of Pulp Mill Effluents", Environment Canada, CPAR Secretariat, Ottawa, CPAR Project Report 678, 178 p. (1979).

198 Hoglund, C., A.S. Allard, A.H. Neilson, and L. Landner, "Is the Mutagenic Activity of Bleach Plant Effluents Persistent in the Environment?" *Svensk Papperstidning, 82*(15): 447-449 (1979).

199 Langi, A. and M. Priha, "Mutagenicity in Pulp and Paper Mill Effluents and in Recipient", *Water Sci. Technol. 20*(2): 143-152 (1988).

200 Stockman, L., L. Stromberg, and F. de Sousa, "Mutagenic Properties of Bleach Kraft Plant Effluents: Present State of Knowledge", *Cellulose Chem. Technol., 14*: 517-526 (1980).

201 Fevolden, S.E. and M. Moller, "Ames' mutagenitetstest anvendt paavlopsvann" [Ames mutagenicity test applied to waste water.], Miljovardssekretariatet, Nordforsk, Norway, Publication 1978/2 : 85-93 (1978).

202 Nazar, M.A. and W.H. Rapson, "Elimination of the Mutagenicity of Bleach Plant Effluents", *Pulp & Paper Canada, 81*(8): T191-T196 (1980).

203 Carlberg, G.E., H. Drangsholt, and N. Gjos, "Identification of Chlorinated Compounds in the Spent Chlorination Liquor from Differently Treated Sulphite Pulps with Special Emphasis on Mutagenic Compounds, *Sci. Total Environ., 48*: 157-167 (1986).

204 McKague, A.B., E.G.H. Lee, and G.R. Douglas, "Chloroacetones: Mutagenic Constituents of Bleached Kraft Chlorination Effluents", *Mutat. Res., 91*: 301-306 (1981).

205 Carlberg, G.E., N. Gjos, M. Moller, K.O. Gustavsen, G. Tveten, and L. Renberg, "Chemical Characterization and Mutagenicity Testing of Chlorinated Trihydroxybenzenes Identified in Spent Bleach Liquors From a Sulphite Plant", *Sci. Total Environ., 15*: 3-15 (1980).

206 Beak Consultants Ltd., "Non-conventional Contaminants in Pulp and Paper Mill Effluents", Prepared for Ontario Forest Industries Association, Beak Consultants Ltd., Mississauga, Ontario, Report No. 4080.1 (1987).

207 Holmbom, B.R., R.H. Voss, R.D. Mortimer, and A. Wong, "Fractionation, Isolation and Characterization of Ames Mutagenic Compounds in Kraft Chlorination Effluents", *Environ. Sci. Technol., 18*(5): 333-337 (1984).

208 Kinae, N., T. Hashizume, T. Makita, I. Tomita, I. Kimura, and H. Kanamori, "Studies on the Toxicity of Pulp and Paper Mill Effluents, II. Mutagenicity of the Extracts of the Liver from Spotted Sea Trout (*Nibea mitsukurii*)", *Water Res., 15*: 25-30 (1981).

209 Klein, A.W., W. Klein, W. Kordel, and M. Weiss, "Structure-activity Relationships for Selecting and Setting Priorities for Existing Chemicals - A Computer-assisted Approach", *Environ. Toxicol. Chem., 7*: 455-467 (1988).

210 Fishbein, I. and C.R. Morris, "Potential Industrial Carcinogens and Mutagens", EPA Publ. No. 560/5-77-005, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (1977).

211 Lee, E.G.H., J.C. Mueller, and C.C. Walden, "Biological Characteristics of Pulp Effluent (Part I)", CPAR Report No. 678-1, Environment Canada, Ottawa, Ontario (1979).

212 Searle, C.E., "Chemical Carcinogens", Monograph No. 173, American Chemical Society, Washington, DC (1976).

213 Birtwell, I.K. and R.M. Harbo, "Pulp Mill Impact Studies at Port Alberni and Port Mellon, B.C.", *Transactions of the Technical Section, 6*(4): 85-89 (1980).

214 Kelso, J.R.M., "Density, Distribution, and Movement of Nipigon Bay Fishes in Relation to a Pulp and Paper Effluent", *J. Fish. Res. Board Can., 34*: 879-885 (1977).

215 McGreer, E.R. and G.A. Vigers, "Development and Validation of an *in situ* Fish Preference-avoidance Technique for Environmental Monitoring of Pulp Mill Effluents", in: *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: 6th Symposium*, ASTM STP 802, W.E. Bishop, R.D. Cardwell & B.B. Heidolph (eds.), American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 519-529 (1983).

216 Gordon, M.R. and D.J. McLeay, "Avoidance Reactions of Salmonids to Pulp Mill Effluents", Environment Canada, CPAR Secretariat, Ottawa, CPAR Project Report 688-1, 55 pp. (1978).

217 Sprague, J.B. and D.E. Drury, "Avoidance Reactions of Salmonid Fish to Representative Pollutants", in: *Advances in Water Pollution Research, Proc. Fourth Internat. Conf.*, S.H. Jenkins (ed.), Prague, Oxford: Permagon Press, Vol. 1, p. 169-179 (1969).

218 Hicks, D.B. and J.W. DeWitt, "Effects of Dissolved Oxygen on Kraft Pulp Mill Effluent Toxicity", *Water Res. 5*: 693-701 (1971).

219 Beak, T.W., "Biological Survey of Nipigon Bay - 1970", Consult. Report, 13 (1971).

220 Vander Wal, J., "Relation Between Nipigon Bay Benthic Macroinvertebrates and Selected Aspects of Their Habitat", *J. Fish Res. Board Can. 34*: 824-829 (1977).

221 Jones, B.F., C.E. Warren, C.E. Bond, and P. Doudoroff, "Avoidance Reactions of Salmonid Fishes to Pulp Mill Effluents", *Sewage Indust. Wastes, 28*: 1403-1413 (1956).

222 Davis, J.C., "Sublethal Effects of Bleached Kraft Pulp Mill Effluent on Respiration and Circulation in Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*), *J. Fish. Res. Board Can., 30*: 369-377 (1973).

223 Davis, J.D., "Technical Note: Disruption of Precopulatory Behaviour in the Amphipod *Anisogammarus pugettensis* Upon Exposure to Bleached Kraft Pulp Mill Effluent", *Water Res., 12*: 273-275 (1978).

224 Davis, T.M., B.D. Vance, and J.H. Rodgers, "Productivity Responses of Periphyton and Phytoplankton to Bleach Kraft Mill Effluent", *Aquatic Tox., 12*: 83-106 (1988).

225 Neuman, E. and P. Karas, "Effects of Pulp Mill Effluent on a Baltic Coastal Fish Community", *Wat. Sci. Tech., 20*(2): 95-106 (1988).

226 Sodergren, A., B.E. Bengtsson, P. Jonsson, K. Kringstad, S. Lagergren, M. Olsson, and L. Renberg, "Environment Cellulose II: Biological Effects of Water Discharges by the Forest Industry", SNV Report 3430, 42 pp. (1988).

227 Lehtinen, J.-J., M. Motini, J. Mattsson, and L. Landner, "Disappearance of Bladder-Wrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea: Relation to Pulp-mill Chlorate", *Ambio, 17*(6): 387-393 (1988).

228 Mattsson, J.E. Nylen, and K.J. Lehtinen, "Effects of Chlorate on the Bladder-wrack (*Fucus vesiculosus*)", Swedish Forest Industries, Water and Air Pollution Research Foundation (SSVL), SSVL 85, Report No. 26.7 (In Swedish) (1984).

229 Rosemarin, A., K.J. Lehtinen, and M. Notini, "Uptake of Chlorate by *Fucus vesiculosus*", Swedish Environmental Research Group (SERG), Report No. K-5014:2 (1985).

230 Haage, P., "Quantitative Investigation of the Baltic *Fucus* Belt Macrofauna, Quantitative Seasonal Fluctuations", *Contrib. Asko Lab. Univ. Stockholm*, No. 9, p. 1-88 (1975).

231 Rosemarin, A., M. Notini, M. Soderstrom, S. Jensen, and L. Landner, "Fate and Effects of Pulp Mill Chlorophenolic 4,5,6-trichloroguaiacol in a Model Brackish Water Ecosystem", *Sci. Total Environ., 92*: 69-90 (1990).

232 Brouzes, R.J.P., "Fish Toxicity with Specific Reference to the Pulp and Paper Industry", in: *Water Pollution Abatement Technology in the Pulp and Paper Industry*, Environment Canada, Environmental Protection Service, Economic and Technical Review Report EPS 3-WP-76-4, p. 81-124 (1976).

233 Persson, P.E., "Uptake and Release of Environmentally Occurring Odorous Compounds by Fish", *Water Res. 18*: 1263-1271 (1984).

234 Cook, W.H., F.A. Farmer, O.E. Kristiansen, K. Reid, J. Reid, and R. Rowbottom, "The Effect of Pulp and Paper Mill Effluents on the Taste and Odour of the Receiving Water and the Fish Therein", *Pulp and Paper Magazine Canada, 74*: 97-106 (1973).

235 Gordon, M.R., J.C. Mueller, and C.C. Walden, "Effect of Biotreatment on Fish Tainting Propensity of Bleached Kraft Whole Mill Effluent", *Canadian Pulp and Paper Assoc. Trans. of Tech. Section*, March 1980, 6(1): TR2-TR8 (1980).

236 Miettinen, V., B.E. Lonn, and A. Oikari, "Effects of Biological Treatment on the Toxicity for Fish of Combined Debarding and Kraft Pulp Bleaching Effluent", *Paperi Ja Puu, 64*: (Special No. 4): 251-254 (1982).

237 Liem, A.J., V.A. Naish, and R.S. Rowbottom, "Evaluation of the Effect of Inplant Treatment Systems on

the Abatement of Air and Water Pollution From a Hardwood Kraft Pulp Mill", Environment Canada, CPAR Secretariat, Ottawa, CPAR Project Report 484, 81 pp. (1977).

238 Shumway, D.L. and G.G. Chadwick, "Influence of Kraft Mill Effluent on the Flavor of Salmon Flesh", *Water Res., 5*: 997-1003 (1971).

239 Whittle, D.M. and K.W. Flood, "Assessment of the Acute Toxicity, Growth Impairment and Flesh Tainting Potential of a Bleached Kraft Mill Effluent on Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*), *J. Fish. Res. Bd. Canada, 34*: 869-878 (1977).

240 Pawson, T.W., J.R. Munro, G.R. Craig, and M. Thomson, "Fish Lethality and Tainting in the Ottawa River in the Vicinity of the Canadian International Paper Mill, Hawkesbury, Ontario", Toxicity Unit, Quality Protection Section (1982).